

**PEDRO MANUEL DA HORA SANTOS COELHO**

**MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS  
ALBUFEIRA-RIO**

Dissertação apresentada para obtenção do  
Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente,  
pela Universidade Nova de Lisboa, Faculdade  
de Ciências e Tecnologia.

**LISBOA**

**2009**



N.º de arquivo  
“copyright”



“...the best water quality simulation model is the simplest one that will adequately predict the water quality impacts within a particular water body associated with a particular water quality management policy.”

Daniel P. Loucks



## **AGRADECIMENTOS**

Ao Professor Doutor António Pedro Carmona Rodrigues, a orientação, a disponibilidade e as sugestões com que contribuiu para este trabalho, sem as quais a sua realização dificilmente teria sido possível. Mas também, a amizade e o espírito que me incutiu no sentido de tentar encontrar “o prazer de escrever uma dissertação de doutoramento”.

Ao Professor Doutor Fernando José Pires Santana, o incentivo e o apoio incondicional que prestou ao desenvolvimento deste trabalho, bem como as facilidades concedidas para a sua realização.

À Professora Doutora Maria Paula Antunes, a amizade com que me honrou e o apoio que me concedeu durante a realização deste trabalho.

A todos os colegas e amigos que de alguma forma deram a sua empenhada colaboração ao desenvolvimento deste trabalho, o meu sincero reconhecimento.

De entre estes, é da mais elementar justiça destacar a colaboração dos Engenheiros João Maria Lopes da Fonseca, Paulo Alexandre Diogo, Luís Almeida, Nelson Serrazina Mateus, Manuel Celestino de Almeida e Theo Rangel Fernandes que, de forma desinteressada, estiveram sempre disponíveis, através da sua amizade, apoio e colaboração.

Ao Engenheiro Manuel Celestino de Almeida é devido um agradecimento especial, pela dedicação que demonstrou ao longo do desenvolvimento do trabalho, e em especial no que se refere à fase de edição do texto final.

À Memória do Senhor Francisco Simões da Silva, com respeito e reconhecimento, pela inestimável ajuda na preparação e realização das campanhas de amostragem desenvolvidas no âmbito do presente trabalho e, sobretudo, pela amizade com que me honrou.

Ao Laboratório de Hidráulica “Prof. Armando Lencastre”, do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, a disponibilização dos meios necessários à concretização do programa de amostragem desenvolvido.

Ao Grupo EDP, a disponibilização dos dados inerentes ao funcionamento do aproveitamento da Aguieira-Raiva e dos registos do programa de monitorização da qualidade da água das correspondentes albufeiras.

À Rosa, o estímulo e a colaboração que me concedeu e, sobretudo, a enorme tolerância e carinho com que sempre me apoiou, possibilitando, em termos de gestão familiar, a concretização deste trabalho.

Ao João Pedro e ao José Miguel, o facto de terem suportado as “ausências” do Pai, por muitas vezes e durante um período de tempo bastante superior ao inicialmente previsto.

Aos meus pais e aos meus irmãos, o insubstituível papel que têm desempenhado na minha formação.



## SUMÁRIO

Actualmente os recursos hídricos são encarados como um factor de desenvolvimento sustentável, sendo a correspondente qualidade das suas águas entendida não apenas como a necessária para a satisfação de determinados usos, mas contemplando também o conceito de qualidade ecológica.

As albufeiras correspondem a massas de água que, em função das suas características intrínsecas e pelo facto de receberem cargas poluentes de origem tónica e difusa, podem determinar alterações qualitativas, quer da água nelas represada quer da que é lançada para jusante das mesmas, comparativamente à situação que se verificaria face à sua eventual não existência.

Foi dentro deste âmbito e para contribuir para a análise e conhecimento sobre estas questões, que se desenvolveu o presente trabalho de investigação, o qual teve por objectivo principal o estudo dos efeitos decorrentes do bombeamento de água para o interior de uma albufeira, sobre as características de qualidade e o comportamento hidrodinâmico da mesma, em resultado da utilização de grupos reversíveis instalados num aproveitamento hidroeléctrico. Adicionalmente, tomou-se também como objectivo o estudo do potencial efeito regularizador do contra-embalse da Raiva, que permite o bombeamento de água para o interior da albufeira principal, sobre a qualidade daquela que é lançada para jusante.

No estudo desenvolvido foi apresentado um enquadramento relativamente à importância da utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água, bem como dos principais processos que condicionam a hidrodinâmica e a qualidade da água em lagos e albufeiras. No que se refere a este último aspecto, foi dada particular atenção ao processo de estratificação térmica dessas massas de água e à sua importância como condicionante da correspondente qualidade.

Foram apresentados os resultados da revisão bibliográfica efectuada, tendo-se procurado estabelecer a ligação entre o "estado actual dos conhecimentos" e o "estado actual das

aplicações” da modelação matemática da qualidade da água em rios e albufeiras. Foi também realizada uma revisão dos principais efeitos determinados pela construção e exploração de barragens sobre os rios a jusante, com particular destaque relativamente aos impactos sobre a fauna piscícola, bem como uma breve descrição de algumas medidas de melhoria da qualidade da água, quer em albufeiras quer nos rios a jusante das mesmas.

Procedeu-se à descrição dos modelos matemáticos utilizados no trabalho desenvolvido, ao nível das simulações efectuadas para a albufeira e para o rio a jusante da mesma. No primeiro caso, inerente à albufeira, consideraram-se dois modelos, um unidimensional (WQRSS) e outro bidimensional e lateralmente homogéneo (CE-QUAL-W2). No que se refere ao troço de rio submetido a simulação, foi considerado um modelo unidimensional (QUAL2E).

Foram também apresentadas as principais características da bacia hidrográfica do rio Mondego e realizada uma breve descrição do aproveitamento da Aguieira-Raiva, que se insere na referida bacia hidrográfica e que foi seleccionado como caso de estudo.

Foi descrito o programa de amostragem desenvolvido para suportar o trabalho realizado e o restante processo de obtenção dos dados necessários ao funcionamento dos modelos utilizados. Esse programa de amostragem contemplou dois diferentes anos, que corresponderam a situações bastante diferentes em termos do volume de água bombeado para a albufeira da Aguieira, o que configurou uma situação favorável à prossecução dos objectivos do estudo desenvolvido.

Com efeito, no primeiro ano o volume de água bombeado correspondeu a 16.7% do total das afluências à albufeira da Aguieira, enquanto que no segundo ano o volume de água bombeado representou 75.6% do mesmo total, sendo que, em média e ao longo de 16 anos de funcionamento do aproveitamento, esse valor foi de 25.2%.

Foram apresentados os resultados do programa de amostragem realizado e dos estudos de simulação matemática da qualidade da água desenvolvidos. A análise e comparação desses resultados permitiu extrair um conjunto importante de conclusões, de entre as quais se destacam: a influência do volume bombeado a partir do contra-embalse da Raiva sobre o comportamento térmico e a própria qualidade da água da albufeira da Aguieira, tendo em consideração a variação desse volume no que se refere aos dois anos estudados; o efeito da eventual existência de uma tomada selectiva na albufeira da Aguieira sobre a qualidade

da água lançada para jusante do aproveitamento; bem como o efeito determinado pela existência da albufeira da Raiva sobre essa mesma qualidade.

De entre estas salienta-se a inerente ao facto do bombeamento de água do contra-embalse para a albufeira principal, através da utilização de grupos reversíveis instalados no aproveitamento, ter a capacidade de determinar uma mais rápida destratificação térmica da referida albufeira principal e, em consequência, uma melhoria importante da correspondente qualidade da água.

Finalmente, foram também sugeridas algumas possíveis linhas de investigação inerentes ao prosseguimento do estudo desenvolvido.



## **ABSTRACT**

Nowadays, water resources are seen as a factor of sustainable development and their corresponding quality is considered not only as necessary for particular uses but also includes the concept of ecological quality.

Reservoirs are water bodies that, due to their intrinsic characteristics and the fact that they receive pollution loads of point and diffuse origin, can determine qualitative changes, both in the water that they store and in the water that is released downstream from them.

The research referred to in this summary has been carried out within this scope and as a contribution to the analysis and knowledge regarding these issues. The main aim of the abovementioned work was related to the study of the effects on water quality characteristics and hydrodynamic behaviour, resulting from the use of reversible pump turbines in a hydroelectric power plant, of back-pumping water into a reservoir. In addition to this, another objective of the study was to see the potentially regulatory effect of the Raiva reservoir, which allows the pumping of water into the main reservoir, on the quality of the water discharged downstream.

As part of the study carried out, a framework has been presented concerning the importance of the application of mathematical modelling for the simulation of water quality, as well as the main processes that affect the hydrodynamics and quality of water in lakes and reservoirs. In relation to this last aspect, special attention has been given to the process of thermal stratification of these water bodies and how important it is in determining its respective quality.

The results of the bibliographical review have been presented, in an effort to establish a connection between the “current state of knowledge” and the “current state of application” of the mathematical modelling of water quality in rivers and reservoirs. There has also been a review of the main effects of the construction and operation of dams on rivers downstream,

with particular focus on the impacts upon fish fauna, as well as a brief description of some measures to improve water quality, both in reservoirs and the rivers downstream from them.

There then follows a description of the mathematical models used in the process of simulations for the reservoir and the river downstream. In the case of the reservoir, two models were considered, a one-dimensional (WQRSS) and a two-dimensional and laterally averaged one (CE-QUAL-W2). A one-dimensional model (QUAL2E) was used for the reach of the river that was subject to simulation.

The main characteristics of the Mondego river basin have also been presented along with a brief description of the Aguieira-Raiva multipurpose hydraulic scheme, which is part of the abovementioned river basin and which was selected for the case study.

There is a description of the sampling programme undertaken to support the work carried out and the remaining process of obtaining the necessary data for the models used. This particular sampling programme looked at two different years, involving quite distinct situations in terms of the volume of water pumped into the Aguieira reservoir, which made it easier to achieve the objectives of the study.

In the first year studied, the volume of pumped water corresponded to 16.7% of the total affluences into the Aguieira reservoir, while in the second year the volume of pumped water represented 75.6% of the same total. The average value over 16 years of project operation is 25.2%.

The results of the sampling programme and the studies of the mathematical simulation of water quality undertaken have been presented. The analysis and comparison of these results makes it possible to draw an important set of conclusions, such as: the influence of the water volume back-pumped from Raiva reservoir upon the thermal behaviour and the quality of the water in the Aguieira reservoir, taking into consideration the variations in the volume involved in those two years studied; the effect of any eventual selective withdrawal in the Aguieira reservoir on the quality of the water sent downstream from the facility; as well as the effect of the Raiva reservoir on that same quality.

Among these conclusions stands out the fact that the use of reversible pump turbines in hydroelectric power plants can determine a more rapid thermal destratification of the water body inherent to the main reservoir and, consequently, induce a important improvement of the corresponding water quality.

Finally, possible avenues of research following on from the study undertaken have also been suggested.





## SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

a - coeficiente de evaporação

A - concentração da biomassa de algas, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$A_0$  - área da secção, ( $\text{m}^2$ )

$A_1$  - valor máximo do coeficiente de difusão efectiva, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

$A_{\text{sed}}$  - área superficial de sedimentos, ( $\text{m}^2$ )

$A_{\text{sur}}$  - área da superfície livre, ( $\text{m}^2$ )

$A_x$  - área da secção transversal, ( $\text{m}^2$ )

$A_z$  - área superficial de cada elemento do sistema, normal à direcção do fluxo, ( $\text{m}^2$ )

b - coeficiente de evaporação

b - largura média, (m)

B - largura do canal, (m)

C - concentração do constituinte/parâmetro, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$C^*$  - concentração de saturação, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$C_1$  - concentração de sólidos dissolvidos totais, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$C_2$  - concentração de sólidos suspensos inorgânicos totais, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$C_c$  - coeficiente de Bowen, ( $0.47 \text{ mm Hg. } ^\circ\text{C}^{-1}$ )

$C_i$  - concentração do constituinte C no elemento i, ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

d - profundidade média, (m)

D - espessura da zona de mistura convectiva, (m)

D - espessura do campo de correntes, (m)

$D_c$  - coeficiente de difusão efectiva, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

$D_L$  - coeficiente de dispersão longitudinal, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

$D_{\text{min}}$  - coeficiente de difusão efectiva mínimo, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

$D_x$  - coeficiente de dispersão longitudinal para a temperatura e constituintes, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

$D_z$  - coeficiente de dispersão vertical para a temperatura e constituintes, ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ )

E - estabilidade da coluna de água ou gradiente de densidade normalizado, ( $\text{m}^{-1}$ )

$e_a$  - tensão de vapor de água (mbar)

$E_{\text{crit.}}$  - estabilidade crítica da coluna de água, ( $\text{m}^{-1}$ )

$e_s$  - tensão de vapor de água de saturação, (mbar)

$f(w)$  - função da velocidade do vento, ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mm Hg}^{-1}$ )

Fr - número de Froude densimétrico

g - aceleração da gravidade, ( $\text{m.s}^{-2}$ )

G - taxa de crescimento, ( $\text{s}^{-1}$ )

$G_0$  - centro de gravidade de uma massa de água homogeneizada, (m)

$G_1$  - centro de gravidade de uma massa de água estratificada, (m)

$h$  - altura de escoamento, (m)  
 $H$  - altura média da coluna de água, (m)  
 $H$  - espessura da zona de extracção, (m)  
 $H_a$  - radiação solar incidente sob a forma de ondas longas, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_{ar}$  - radiação solar reflectida sob a forma de ondas longas, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_{br}$  - radiação sob a forma de ondas longas emitida pela superfície de água, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_c$  - energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência (convecção), ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_e$  - perda de energia associada à evaporação, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_n$  - energia útil transferida através da interface ar-água, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_s$  - radiação solar incidente sob a forma de ondas curtas, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_{sr}$  - radiação solar reflectida sob a forma de ondas curtas, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $H_{sw}$  - troca de energia entre os sedimentos e a água, ( $\text{W.m}^{-2}$ )  
 $k$  - constante de dispersão  
 $K_1$  - taxa de decaimento da carência bioquímica de oxigénio, ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $K_2$  - taxa de rearejamento, ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $K_{20}$  - valor da taxa de reacção à temperatura padrão de  $20^\circ\text{C}$ , ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $K_3$  - taxa de remoção da carência bioquímica de oxigénio devido à sedimentação, ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $K_4$  - taxa de carência de oxigénio do sedimento, ( $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ )  
 $K_{ag}$  - taxa de crescimento de algas, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{ar}$  - taxa de respiração de algas, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $k_{\text{BOD}}$  - taxa de decaimento da CBO, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_d$  - coeficiente de decaimento, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_e$  - coeficiente global para a troca de energia na superfície, ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}.\text{°C}^{-1}$ )  
 $K_{eg}$  - taxa de crescimento de perifiton, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{er}$  - taxa de respiração de perifiton, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_L$  - taxa de troca de oxigénio na interface ar-água, ( $\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{\text{LDOM}}$  - taxa de decaimento da matéria orgânica dissolvida lábil, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{\text{LPOM}}$  - taxa de decaimento da matéria orgânica particulada lábil, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_n$  - coeficiente de troca de energia à superfície, ( $\text{W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$ )  
 $K_{\text{NH}_4}$  - taxa de decaimento do azoto amoniacal, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{\text{RDOM}}$  - taxa de decaimento da matéria orgânica dissolvida refractária, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{\text{RPOM}}$  - taxa de decaimento da matéria orgânica particulada refractária, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{\text{SED}}$  - taxa de decaimento da matéria orgânica dos sedimentos, ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $K_{sw}$  - coeficiente de troca de energia entre os sedimentos e a água, ( $\text{W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$ )  
 $K_T$  - valor da taxa de reacção à temperatura  $T$ , ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $L$  - calor latente de evaporação ( $\text{kcal.kg}^{-1}$ )

$l$  – comprimento, (m)  
 $L$  - concentração da carência bioquímica de oxigénio última, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $M$  - massa do parâmetro em questão, (mg)  
 $M$  - taxa de mortalidade, (s<sup>-1</sup>)  
 $n$  - coeficiente de rugosidade da equação de Manning-Strickler (m<sup>-1/3</sup>.s)  
 $N_1$  - concentração de azoto amoniacal, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $N_2$  - concentração de nitrito, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $O$  - concentração de oxigénio dissolvido, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $O^*$  - concentração de saturação de oxigénio dissolvido à pressão de uma atmosfera, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $O_p$  - concentração de saturação de oxigénio dissolvido para pressão diferente de uma atmosfera, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $P$  - pressão, (N.m<sup>-2</sup>)  
 $P$  - pressão atmosférica, (atm.)  
 $P_{wv}$  - pressão parcial do vapor de água, (atm.)  
 $Q$  - caudal crítico de Craya, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q$  - caudal extraído, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $q$  - caudal lateral por unidade de volume de cada célula, (m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $q_\phi$  - taxa de fluxo de massa do constituinte, lateralmente afluente ou efluente, por unidade de volume, (g.m<sup>-3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q_0$  - caudal lateral saído de cada elemento, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q_{atn}$  - radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_c$  - energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência (convecção), (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_e$  - perda de energia associada à evaporação, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_i$  - caudal lateral entrado em cada elemento, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q_i$  - caudal que sai na secção de jusante, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q_{i-1}$  - caudal que entra na secção de montante, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $Q_n$  - energia útil transferida, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_{sn}$  - radiação solar útil que atravessa a interface ar-água, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_{sn}$  - radiação solar útil sob a forma de ondas curtas, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_{sz}$  - intensidade da radiação solar à profundidade  $z$ , (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_w$  - radiação sob a forma de ondas longas emitida pela massa de água, (kcal.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)  
 $Q_z$  - advecção vertical, (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)  
 $R$  - taxa de respiração, (s<sup>-1</sup>)  
 $R_{BOD}$  – factor de conversão de CBO em CBO último  
 $S$  - fontes ou sumidouros externos, (mg.L<sup>-1</sup>)  
 $S_1$  – taxa de variação da concentração (fonte ou sumidouro) do constituinte, (mg.L<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>)

SOD - carência de oxigénio dos sedimentos, ( $\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ )

$S_\phi$  - taxa de fonte ou sumidouro lateralmente homogeneizada, ( $\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ );

$t$  – coordenada temporal, (s)

$T$  - temperatura da água, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T$  - temperatura da água, ( $^{\circ}\text{K}$ )

$T_a$  - temperatura do ar, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_a$  - temperatura do termómetro seco, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_e$  - temperatura de equilíbrio, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_s$  - temperatura da água à superfície, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_{se}$  - temperatura dos sedimentos, ( $^{\circ}\text{C}$ )

$T_{xx}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $x$ , por unidade de área, na face  $x$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{xy}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $x$ , por unidade de área, na face  $y$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{xz}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $x$ , por unidade de área, na face  $z$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{yx}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $y$ , por unidade de área, na face  $x$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{yy}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $y$ , por unidade de área, na face  $y$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{yz}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $y$ , por unidade de área, na face  $z$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{zx}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $z$ , por unidade de área, na face  $x$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{zy}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $z$ , por unidade de área, na face  $y$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$T_{zz}$  - tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção  $z$ , por unidade de área, na face  $z$  do volume de controlo, ( $\text{N.m}^{-2}$ )

$U$  - velocidade horizontal, ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$u$  - velocidade média de escoamento, ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$u$  - velocidade média segundo a direcção  $x$ , ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$V$  - velocidade máxima na zona de extracção, ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$v$  - velocidade normalizada local na zona de extracção a uma distância vertical  $y$  da cota de velocidade máxima  $V$ , ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$V$  - volume das células computacionais, ( $\text{m}^3$ )

$V$  - volume incremental, ( $\text{m}^3$ )

$v$  - velocidade média segundo a direcção  $y$ , ( $\text{m.s}^{-1}$ )

$V_0$  - velocidade média através do orifício, ( $\text{m.s}^{-1}$ )  
 $V_i$  - volume do elemento  $i$ , ( $\text{m}^3$ )  
 $V_s$  - velocidade de sedimentação do constituinte, ( $\text{m.s}^{-1}$ )  
 $V_w$  - velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ )  
 $w$  - velocidade média segundo a direcção  $z$ , ( $\text{m.s}^{-1}$ )  
 $W$  - largura efectiva da albufera ao nível da tomada de água, (m)  
 $W$  - velocidade do vento, ( $\text{m.s}^{-1}$ )  
 $x$  – distância, (m)  
 $X_{20}$  - valor da taxa de reacção à temperatura padrão de  $20^\circ\text{C}$ , ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $X_T$  - valor da taxa de reacção à temperatura  $T$ , ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $y$  - distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o ponto a que corresponde a velocidade  $v$ , (m)  
 $Y$  - distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o limite da zona de extracção, (m)  
 $Y_{\text{NH}_4}$  - factor multiplicativo da temperatura para a nitrificação  
 $Y_{\text{OM}}$  - factor multiplicativo da temperatura para o decaimento da matéria orgânica  
 $z$  - coordenada espacial vertical, (m)  
 $z$  – profundidade, (m)  
 $Z$  - distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior ou superior da zona de extracção, (m)  
 $Z_1$  - distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior da zona de extracção, (m)  
 $\Delta\rho$  - diferença da massa específica ao longo da profundidade  $d$ , ( $\text{kg.m}^{-3}$ )  
 $\Delta\rho$  - diferença de massa específica da água entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o ponto a que corresponde a velocidade  $v$ , ( $\text{kg.m}^{-3}$ )  
 $\Delta\rho$  - máxima diferença do valor da massa específica da água entre a zona de mistura convectiva e a zona estratificada, ( $\text{kg.m}^{-3}$ )  
 $\Delta\rho'$  - diferença de massa específica da água entre a cota do eixo do orifício e o limite superior ou inferior da zona de extracção, ( $\text{kg.m}^{-3}$ )  
 $\Delta\rho_m'$  - diferença de massa específica da água entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o limite da zona de extracção, ( $\text{kg.m}^{-3}$ )  
 $\Omega$  - componente da aceleração de Coriolis  
 $\alpha_3$  - taxa de produção fotossintética de oxigénio por unidade da massa de algas, ( $\text{mgO/mgA}$ )  
 $\alpha_4$  - taxa de consumo de oxigénio (respiração) por unidade de massa de algas, ( $\text{mgO/mgA}$ )  
 $\alpha_5$  - taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de azoto amoniacal oxidado, ( $\text{mgO/mgN}$ )

$\alpha_6$  - taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de nitrito oxidado, (mgO/mgN)  
 $\beta$  - gradiente de densidade, (kg.m<sup>-4</sup>)  
 $\beta$  - gradiente de densidade na zona da tomada de água, (kg.m<sup>-4</sup>)  
 $\beta$  - razão entre a radiação absorvida à superfície e a radiação total incidente  
 $\beta_1$  - taxa de oxidação do azoto amoniacal, (dia<sup>-1</sup>)  
 $\beta_2$  - taxa de oxidação de nitrito, (dia<sup>-1</sup>)  
 $\delta_{NH_4}$  - coeficiente estequiométrico para a nitrificação  
 $\delta_{OM}$  - coeficiente estequiométrico para a matéria orgânica  
 $\varepsilon$  - emissividade da água  
 $\phi_{BOD}$  - concentração da CBO, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{DO}$  - concentração de oxigénio dissolvido, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{LPOM}$  - concentração da matéria orgânica particulada lábil, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{RDOM}$  - concentração da matéria orgânica dissolvida refractária, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{RPOM}$  - concentração da matéria orgânica particulada refractária, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{sed}$  - concentração da matéria orgânica nos sedimentos, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi$  - concentração do constituinte lateralmente homogeneizada, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi'_{DO}$  - concentração de saturação de oxigénio dissolvido, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_a$  - concentração de algas, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_e$  - concentração de perifiton, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{LDOM}$  - concentração da matéria orgânica dissolvida lábil, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\phi_{NH_4}$  - concentração de azoto amoniacal, (g.m<sup>-3</sup>)  
 $\eta$  - cota da superfície livre, (m)  
 $\eta$  - coeficiente empírico de extinção global, (m<sup>-1</sup>)  
 $\mu$  - taxa de crescimento de algas, (dia<sup>-1</sup>)  
 $\mu$  - viscosidade dinâmica, (N.s.m<sup>-2</sup>)  
 $\theta$  - constante empírica para cada taxa de reacção  
 $\theta$  - factor multiplicativo da temperatura para a CBO  
 $\rho$  - massa específica, (kg.m<sup>-3</sup>)  
 $\rho$  - massa específica da água (kg.m<sup>-3</sup>)  
 $\rho$  - taxa de respiração das algas (dia<sup>-1</sup>)  
 $\rho_m$  - diferença de massa específica da água entre a cota do ponto de velocidade máxima, V, e o limite da zona de extracção (kg.m<sup>-3</sup>)  
 $\sigma^*$  - constante de Stephan-Boltzman (5.67 x 10<sup>-8</sup> W.m<sup>-2</sup>. K<sup>-4</sup>)

## ÍNDICE DE MATÉRIAS

Capítulo 1 – Introdução.....	1
1.1– Considerações gerais.....	1
1.2– Objectivos e metodologia do estudo.....	4
1.3– Estrutura do trabalho.....	5
Capítulo 2 – Enquadramento. Descrição do problema.....	7
2.1 – Introdução .....	7
2.2 – Necessidade de utilização de modelos.....	7
2.3 – Descrição do problema.....	10
2.3.1 – Considerações gerais .....	10
2.3.2 – Trocas de energia na interface ar-água .....	13
2.3.3 – Penetração da energia ao longo da coluna de água .....	15
2.3.4 – Estratificação térmica.....	17
2.3.5 – Hidrodinâmica.....	22
2.3.6 – Outros factores .....	23
Capítulo 3 – Revisão bibliográfica.....	27
3.1 – Introdução .....	27
3.2 – Breve resenha histórica.....	27
3.3 – Modelos unidimensionais de rios.....	31
3.3.1 – Introdução.....	31
3.3.2 – Regime térmico.....	33
3.3.3 – Oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio.....	34
3.3.4 – Os modelos DOSAG I e QUAL I .....	36
3.3.5 – Ciclo do azoto .....	37
3.3.6 – Os modelos QUAL II e QUAL2E .....	38
3.4 – Modelos unidimensionais de albufeiras .....	41
3.4.1 – Introdução.....	41
3.4.2 – Aplicabilidade dos modelos unidimensionais .....	43
3.4.3 – Modelos unidimensionais de temperatura.....	46
3.4.4 – Modelos unidimensionais de qualidade da água.....	49
3.5 – Modelos bidimensionais e tridimensionais de albufeiras.....	54
3.5.1 – Introdução.....	54
3.5.2 – Principais tipos de modelos.....	55
3.5.2.1 – Modelos de circulação a duas dimensões .....	56
3.5.2.2 – Modelos de multicamadas .....	58
3.5.2.3 – Modelos bidimensionais estratificados.....	60

3.5.2.4 – Modelos bidimensionais e tridimensionais de qualidade da água .....	63
3.5.3 – Aplicações do modelo CE-QUAL-W2 .....	69
3.6 – Breve referência a outros tipos de modelos .....	82
3.7 – Efeitos dos aproveitamentos sobre os rios a jusante .....	84
3.8 – Medidas de recuperação da qualidade da água. Albufeiras e rios a jusante .....	89
3.8.1 – Introdução .....	89
3.8.2 – Tomada de água selectiva .....	91
3.8.3 – Destratificação e arejamento da massa de água .....	95
3.8.4 – Pré-albufeiras .....	101
3.8.5 – Outras medidas .....	104
3.8.5.1 – Introdução .....	104
3.8.5.2 – Divisão longitudinal da massa de água .....	104
3.8.5.3 – Injecção de oxigénio no circuito hidráulico .....	105
3.8.5.4 – Efeito de grupos reversíveis .....	106
3.8.5.5 – Redução da biomassa .....	107
3.8.5.6 – Precipitação de fosfatos .....	108
3.8.5.7 – Intervenções ao nível dos sedimentos .....	108
3.8.5.8 – Diluição .....	110
Capítulo 4 – Descrição dos modelos .....	111
4.1 – Introdução .....	111
4.2 – Modelo QUAL2E .....	112
4.2.1 – Introdução .....	112
4.2.2 – Limitações estruturais do modelo .....	114
4.2.3 – Formulação geral do modelo .....	114
4.2.4 – Características hidráulicas .....	117
4.2.5 – Temperatura .....	119
4.2.6 – Oxigénio dissolvido .....	120
4.2.7 – Carência bioquímica de oxigénio .....	122
4.3 – Modelo WQRRS .....	123
4.3.1 – Introdução .....	123
4.3.2 – Transporte de massa .....	124
4.3.2.1 – Alocação de aflúências e de tomadas de água .....	126
4.3.2.2 – Advecção vertical .....	130
4.3.3 – Representação das relações de temperatura e de qualidade da água .....	133
4.3.3.1 – Formulação geral do modelo .....	133
4.3.3.2 – Análise térmica .....	136
4.3.3.3 – Relações de qualidade da água .....	138



4.3.4 – Coeficientes físicos, químicos e biológicos .....	142
4.4 – Modelo CE-QUAL-W2 .....	142
4.4.1 – Introdução.....	142
4.4.2 – Desenvolvimento do modelo .....	144
4.4.3 – Capacidades e limitações do modelo.....	146
4.4.4 – Principais dados necessários ao funcionamento do modelo .....	148
4.4.4.1 – Dados geométricos.....	149
4.4.4.2 – Condições iniciais.....	151
4.4.4.3 – Condições de fronteira .....	151
4.4.4.4 – Parâmetros hidráulicos.....	153
4.4.4.5 – Coeficientes cinéticos.....	154
4.4.5 – Formulação geral do modelo.....	154
4.4.6 – Trocas de energia .....	164
4.4.7 – Representação das relações de qualidade da água.....	169
Capítulo 5 – Principais características da bacia hidrográfica do rio Mondego e do aproveitamento da Aguieira-Raiva .....	177
5.1 – Introdução .....	177
5.2 – Características gerais da bacia hidrográfica .....	177
5.3 – Usos da água, principais origens de poluição e qualidade da água na bacia hidrográfica .....	181
5.4 – Análise da evolução da qualidade da água na albufeira da Aguieira .....	188
5.5 – Descrição do aproveitamento Aguieira-Raiva .....	195
Capítulo 6 – Caso de estudo. Obtenção, apresentação e análise de resultados.....	207
6.1 – Introdução .....	207
6.2 – Representação conceptual do sistema.....	208
6.2.1 – Introdução.....	208
6.2.2 – Albufeira da Aguieira. Modelo WQRRS.....	209
6.2.3 – Albufeira da Aguieira. Modelo CE-QUAL-W2 .....	211
6.2.4 – Rio Mondego. Modelo QUAL2E .....	216
6.3 – Dados necessários ao funcionamento dos modelos.....	219
6.3.1 – Introdução.....	219
6.3.2 – Programa de amostragem .....	220
6.3.3 – Dados meteorológicos .....	223
6.3.4 – Condições iniciais .....	224
6.3.5 – Afluências ao sistema .....	225
6.3.6 – Dados de calibração .....	227
6.4 – Processo de calibração dos modelos .....	228

6.4.1 – Introdução .....	228
6.4.2 – Albufeira da Aguieira – Modelo WQRRS.....	230
6.4.3 – Albufeira da Aguieira – Modelo CE-QUAL-W2 .....	231
6.4.4 – Rio Mondego – Modelo QUAL2E .....	233
6.5 – Apresentação e análise de resultados – albufeira da Aguieira.....	234
6.5.1 – Introdução .....	234
6.5.2 – Balanço de volumes.....	237
6.5.3 - Temperatura .....	242
6.5.3.1 – Introdução .....	242
6.5.3.2 – Perfis verticais .....	244
6.5.3.3 – Perfis longitudinais .....	255
6.5.3.4 – Séries temporais.....	263
6.5.4 – Oxigénio dissolvido .....	269
6.5.4.1 – Introdução .....	269
6.5.4.2 – Perfis verticais .....	270
6.5.4.3 – Perfis longitudinais .....	285
6.5.5 – Outros parâmetros descritores da qualidade da água .....	295
6.5.5.1 – Introdução .....	295
6.5.5.2 – pH.....	297
6.5.5.3 – Carência bioquímica de oxigénio .....	300
6.5.5.4 – Sólidos suspensos totais .....	303
6.5.5.5 – Azoto amoniacal .....	306
6.5.5.6 – Nitritos .....	308
6.5.5.7 – Nitratos .....	311
6.5.5.8 – Ortofosfatos .....	314
6.5.5.9 – Considerações finais .....	317
6.6 – Apresentação e análise de resultados – rio Mondego .....	318
6.6.1 – Introdução .....	318
6.6.2 – Apresentação e análise de resultados.....	321
Capítulo 7 – Conclusões finais e sugestões para prosseguimento dos estudos.....	335
7.1 – Conclusões finais .....	335
7.2 - Sugestões para prosseguimento dos estudos .....	339
Bibliografia .....	343

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Representação esquemática do posicionamento do centro de gravidade de uma massa de água (Fonte: DUSSART, 1966) .....	19
Figura 2.2 - Alternância das fases de estratificação térmica e de mistura completa.....	22
Figura 3.1 - Localização da albufeira de Rhodhiss na bacia hidrográfica do rio Catawba (Fonte: BALES e GIORGINO, 1998).....	71
Figura 3.2 - Localização da albufeira Waco na bacia hidrográfica do rio Bosque (Fonte: FLOWERS, HAUCH e KIESLING, 2001) .....	73
Figura 3.3 - Localização da albufeira de Beaver entre os estados do Arkansas e do Missouri (Fonte: HAGGARD e GREEN, 2002).....	75
Figura 3.4 - Representação conceptual adoptada para a albufeira de Beaver (Fonte: HAGGARD e GREEN, 2002) .....	76
Figura 3.5 - Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Bull Run (Fonte: ANNEAR e WELLS, 2002).....	77
Figura 3.6 - Bacia hidrográfica e estuário do rio Neuse (Fonte: BALES e ROBINS, 1999).....	78
Figura 3.7 - Representação esquemática de uma pré-albufeira (Fonte: PÜTZ, 1998).....	103
Figura 4.1 - Discretização de cada troço do sistema (Fonte: BROWN e BARNWELL, 1987) .....	115
Figura 4.2 - Representação conceptual de uma albufeira estratificada (Fonte: HEC, 1978) .....	125
Figura 4.3 - Relações ecológicas e de qualidade (Fonte: HEC, 1978) .....	139
Figura 4.4 - Representação conceptual de uma massa de água – modelo CE-QUAL-W2 .....	149
Figura 4.5 - Média lateral e desvio à média lateral dos componentes da velocidade longitudinal (Fonte: COLE e WELLS, 2002).....	159
Figura 4.6 - Fluxos internos entre o oxigénio dissolvido e outros compartimentos (Fonte: COLE e WELLS, 2002).....	170
Figura 4.7 - Função multiplicadora das taxas de reacção (Fonte: COLE e WELLS, 2002) .....	175
Figura 5.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Mondego (Fonte: MAOT, 2001) .....	178
Figura 5.2 - Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Mondego (Fonte: LENCASTRE e FRANCO, 2003) .....	179
Figura 5.3 - Distribuição da população por sede de freguesia (Censo de 1990) (Fonte: MAOT, 2001) .....	183
Figura 5.4 - Evolução da concentração de OD na albufeira da Aguieira à superfície .....	189
Figura 5.5 - Evolução da concentração de OD expressa em percentagem de saturação na albufeira da Aguieira à superfície.....	190
Figura 5.6 - Evolução da concentração da CBO <sub>5</sub> na albufeira da Aguieira à superfície.....	190

Figura 5.7 - Evolução da concentração de clorofila-a na albufeira da Aguieira à superfície .....	191
Figura 5.8 - Evolução da concentração de fósforo total na albufeira da Aguieira à superfície .....	191
Figura 5.9 - Evolução da concentração de ortofosfatos na albufeira da Aguieira à superfície .....	192
Figura 5.10 - Evolução da concentração de azoto amoniacal na albufeira da Aguieira à superfície .....	192
Figura 5.11 - Evolução da concentração de nitratos na albufeira da Aguieira à superfície .....	192
Figura 5.12 - Evolução da concentração de nitritos na albufeira da Aguieira à superfície .....	193
Figura 5.13 - Evolução da concentração de SST na albufeira da Aguieira à superfície .....	194
Figura 5.14 - Evolução do pH na albufeira da Aguieira à superfície .....	194
Figura 5.15 - Evolução da concentração de coliformes fecais na albufeira da Aguieira à superfície .....	195
Figura 5.16 - Evolução da concentração de coliformes totais na albufeira da Aguieira à superfície .....	195
Figura 5.17 - Fotografia da barragem da Aguieira (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	198
Figura 5.18 - Planta da barragem da Aguieira (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	198
Figura 5.19 - Corte transversal da barragem da Aguieira (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	199
Figura 5.20 - Corte longitudinal das barragens da Aguieira e da Raiva (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	199
Figura 5.21 - Fotografia da barragem da Raiva (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	200
Figura 5.22 - Planta da barragem da Raiva (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	201
Figura 5.23 - Fotografia da barragem de Fronhas (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	202
Figura 5.24 - Planta da barragem de Fronhas (Fonte: <a href="http://cnpgeb.inag.pt">http://cnpgeb.inag.pt</a> ) .....	202
Figura 6.1 - Representação conceptual adoptada para a albufeira da Aguieira (modelo CE-QUAL-W2) .....	213
Figura 6.2 - Perfis longitudinais e transversal da grelha batimétrica .....	215
Figura 6.3 - Trecho do rio Mondego submetido a simulação .....	219
Figura 6.4 - Localização dos pontos de amostragem .....	221
Figura 6.5 - Curvas características de cota <i>versus</i> área inundada .....	238
Figura 6.6 - Curvas características de cota <i>versus</i> volume armazenado .....	239
Figura 6.7 - Evolução temporal do nível hidrométrico medido e simulado .....	240
Figura 6.8 - Evolução temporal das áreas inundadas .....	240
Figura 6.9 - Evolução temporal dos volumes armazenados .....	241
Figura 6.10 - Perfil de temp. 27/01/1998 .....	244
Figura 6.11 - Perfil de temp. 19/02/1998 .....	244

Figura 6.12 - Perfil de temp. 12/03/1998.....	244
Figura 6.13 - Perfil de temp. 26/03/1998.....	244
Figura 6.14 - Perfil de temp. 16/04/1998.....	245
Figura 6.15 - Perfil de temp. 07/05/1998.....	245
Figura 6.16 - Perfil de temp. 21/05/1998.....	245
Figura 6.17 - Perfil de temp. 04/06/1998.....	245
Figura 6.18 - Perfil de temp. 18/06/1998.....	245
Figura 6.19 - Perfil de temp. 02/07/1998.....	245
Figura 6.20 - Perfil de temp. 21/07/1998.....	246
Figura 6.21 - Perfil de temp. 18/08/1998.....	246
Figura 6.22 - Perfil de temp. 10/09/1998.....	246
Figura 6.23 - Perfil de temp. 24/09/1998.....	246
Figura 6.24 - Perfil de temp. 08/10/1998.....	246
Figura 6.25 - Perfil de temp. 22/10/1998.....	246
Figura 6.26 - Perfil de temp. 12/11/1998.....	247
Figura 6.27 - Perfil de temp. 10/12/1998.....	247
Figura 6.28 - Perfil de temp. 20/01/1999.....	249
Figura 6.29 - Perfil de temp. 11/02/1999.....	249
Figura 6.30 - Perfil de temp. 10/03/1999.....	249
Figura 6.31 - Perfil de temp. 14/04/1999.....	249
Figura 6.32 - Perfil de temp. 13/05/1999.....	249
Figura 6.33 - Perfil de temp. 22/06/1999.....	249
Figura 6.34 - Perfil de temp. 20/07/1999.....	250
Figura 6.35 - Perfil de temp. 21/08/1999.....	250
Figura 6.36 - Perfil de temp. 21/09/1999.....	250
Figura 6.37 - Perfil de temp. 14/10/1999.....	250
Figura 6.38 - Perfil de temp. 25/11/1999.....	250
Figura 6.39 - Perfil de temp. 1/12/1999.....	250
Figura 6.40 - Perfil de temp. (PMD) 13/05/1999.....	253
Figura 6.41 - Perfil de temp. (PPA) 13/05/1999.....	253
Figura 6.42 - Perfil de temp. (PSC) 13/05/1999 .....	253
Figura 6.43 - Perfil de temp. (PMD) 20/07/1999.....	253
Figura 6.44 - Perfil de temp. (PPA) 20/07/1999.....	254
Figura 6.45 - Perfil de temp. (PSC) 20/07/1999 .....	254
Figura 6.46 - Perfil de temp. (PMD) 21/09/1999.....	254
Figura 6.47 - Perfil de temp. (PPA) 21/09/1999.....	254
Figura 6.48 - Perfil de temp. (PSC) 21/09/1999 .....	254

Figura 6.49 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 27/01/98.....	256
Figura 6.50 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 27/01/98	257
Figura 6.51 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 27/01/98	257
Figura 6.52 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 21/07/98.....	257
Figura 6.53 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 21/07/98	258
Figura 6.54 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 21/07/98	258
Figura 6.55 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 20/01/99.....	258
Figura 6.56 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 20/01/99	259
Figura 6.57 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 20/01/99	259
Figura 6.58 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 20/07/99.....	259
Figura 6.59 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 20/07/99	260
Figura 6.60 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 20/07/99	260
Figura 6.61 - Distribuição temporal da temp. da água. Alb. Agueira. Segmento de Jusante. 1998.....	261
Figura 6.62 - Distribuição temporal da temp. da água. Alb. Agueira. Segmento de Jusante. 1999.....	261
Figura 6.63 - Distribuição espacial da temp. da água. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998.....	262
Figura 6.64 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998.....	262
Figura 6.65 - Distribuição espacial da temp. da água. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999.....	262
Figura 6.66 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999.....	263
Figura 6.67 - Valores horários da temperatura à superfície.....	264
Figura 6.68 - Valores horários da temperatura à cota da tomada de água.....	264
Figura 6.69 - Valores médios diários da temperatura à superfície.....	265
Figura 6.70 - Valores médios diários da temperatura à cota da tomada de água.....	265
Figura 6.71 - Perfil de OD 27/01/1998.....	272
Figura 6.72 - Perfil de OD 19/02/1998.....	272
Figura 6.73 - Perfil de OD 12/03/1998.....	272
Figura 6.74 - Perfil de OD 26/03/1998.....	272
Figura 6.75 - Perfil de OD 16/04/1998.....	272

Figura 6.76 - Perfil de OD 07/05/1998 .....	272
Figura 6.77 - Perfil de OD 21/05/1998 .....	273
Figura 6.78 - Perfil de OD 04/06/1998 .....	273
Figura 6.79 - Perfil de OD 18/06/1998 .....	273
Figura 6.80 - Perfil de OD 02/07/1998 .....	273
Figura 6.81 - Perfil de OD 21/07/1998 .....	273
Figura 6.82 - Perfil de OD 18/08/1998 .....	273
Figura 6.83 - Perfil de OD 10/09/1998 .....	274
Figura 6.84 - Perfil de OD 24/09/1998 .....	274
Figura 6.85 - Perfil de OD 08/10/1998 .....	274
Figura 6.86 - Perfil de OD 22/10/1998 .....	274
Figura 6.87 - Perfil de OD 12/11/1998 .....	274
Figura 6.88 - Perfil de OD 10/12/1998 .....	274
Figura 6.89 - Perfil de OD 20/01/1999 .....	276
Figura 6.90 - Perfil de OD 11/02/1999 .....	276
Figura 6.91 - Perfil de OD 10/03/1999 .....	277
Figura 6.92 - Perfil de OD 14/04/1999 .....	277
Figura 6.93 - Perfil de OD 13/05/1999 .....	277
Figura 6.94 - Perfil de OD 22/06/1999 .....	277
Figura 6.95 - Perfil de OD 20/07/1999 .....	277
Figura 6.96 - Perfil de OD 21/08/1999 .....	277
Figura 6.97 - Perfil de OD 21/09/1999 .....	278
Figura 6.98 - Perfil de OD 14/10/1999 .....	278
Figura 6.99 - Perfil de OD 25/11/1999 .....	278
Figura 6.100 - Perfil de OD 01/12/1999.....	278
Figura 6.101 - Perfil de OD (PMD) 13/05/1999 .....	283
Figura 6.102 - Perfil de OD (PPA) 13/05/1999 .....	283
Figura 6.103 - Perfil de OD (PSC) 13/05/1999.....	283
Figura 6.104 - Perfil de OD (PMD) 20/07/1999 .....	283
Figura 6.105 - Perfil de OD (PPA) 20/07/1999 .....	283
Figura 6.106 - Perfil de OD (PSC) 20/07/1999.....	283
Figura 6.107 - Perfil de OD (PMD) 21/09/1999 .....	284
Figura 6.108 - Perfil de OD (PPA) 21/09/1999 .....	284
Figura 6.109 - Perfil de OD (PSC) 21/09/1999.....	284
Figura 6.110 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 27/01/98.....	286

Figura 6.111 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 27/01/98 .....	287
Figura 6.112 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 27/01/98 .....	287
Figura 6.113 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 21/07/98.....	287
Figura 6.114 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 21/07/98 .....	288
Figura 6.115 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 21/07/98 .....	288
Figura 6.116 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 20/01/99.....	288
Figura 6.117 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 20/01/99 .....	289
Figura 6.118 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 20/01/99 .....	289
Figura 6.119 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 20/07/99.....	289
Figura 6.120 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 20/07/99 .....	290
Figura 6.121 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 20/07/99 .....	290
Figura 6.122 - Distribuição temporal da conc. de OD. Alb. Agueira. Segmento de Jusante. 1998.....	291
Figura 6.123 - Distribuição temporal da conc. de OD. Alb. Agueira. Segmento de Jusante. 1999.....	291
Figura 6.124 - Distribuição espacial da conc. de OD. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998.....	292
Figura 6.125 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998.....	293
Figura 6.126 - Distribuição espacial da conc. de OD. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999.....	293
Figura 6.127 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999.....	293
Figura 6.128 - Valores médios da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego .....	295
Figura 6.129 - Perfil de pH 19/02/1998 .....	297
Figura 6.130 - Perfil de pH 21/05/1998.....	297



Figura 6.131 - Perfil de pH 18/08/1998.....	298
Figura 6.132 - Perfil de pH 21/11/1998 .....	298
Figura 6.133 - Perfil de pH 11/02/1999 .....	298
Figura 6.134 - Perfil de pH 13/05/1999 .....	298
Figura 6.135 - Perfil de pH 21/08/1999 .....	298
Figura 6.136 - Perfil de pH 25/11/1999 .....	298
Figura 6.137 - Evolução temporal dos valores de pH à superfície.....	299
Figura 6.138 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 19/02/1998.....	300
Figura 6.139 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 21/05/1998.....	300
Figura 6.140 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 18/08/1998.....	300
Figura 6.141 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 12/11/1998.....	300
Figura 6.142 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 11/02/1999 .....	301
Figura 6.143 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 13/05/1999.....	301
Figura 6.144 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 21/08/1999 .....	301
Figura 6.145 - Perfil de CBO <sub>5</sub> 25/11/1999 .....	301
Figura 6.146 - Evolução temporal dos valores da concentração de CBO <sub>5</sub> à superfície .....	302
Figura 6.147 - Perfil de SST 19/02/1998.....	303
Figura 6.148 - Perfil de SST 21/05/1998.....	303
Figura 6.149 - Perfil de SST 18/08/1998.....	303
Figura 6.150 - Perfil de SST 12/11/1998.....	303
Figura 6.151 - Perfil de SST 11/02/1999.....	304
Figura 6.152 - Perfil de SST 13/05/1999.....	304
Figura 6.153 - Perfil de SST 21/08/1999.....	304
Figura 6.154 - Perfil de SST 25/11/1999.....	304
Figura 6.155 - Evolução temporal dos valores da concentração de SST à superfície .....	305
Figura 6.156 - Perfil de NH <sub>4</sub> 19/02/1998 .....	306
Figura 6.157 - Perfil de NH <sub>4</sub> 21/05/1998 .....	306
Figura 6.158 - Perfil de NH <sub>4</sub> 18/08/1998 .....	306
Figura 6.159 - Perfil de NH <sub>4</sub> 12/11/1998 .....	306
Figura 6.160 - Perfil de NH <sub>4</sub> 11/02/1999.....	307
Figura 6.161 - Perfil de NH <sub>4</sub> 13/05/1999.....	307
Figura 6.162 - Perfil de NH <sub>4</sub> 21/08/1999.....	307
Figura 6.163 - Perfil de NH <sub>4</sub> 25/11/1999.....	307
Figura 6.164 - Evolução temporal dos valores da concentração de NH <sub>4</sub> à superfície.....	308
Figura 6.165 - Perfil de NO <sub>2</sub> 19/02/1998 .....	308
Figura 6.166 - Perfil de NO <sub>2</sub> 21/05/1998 .....	308
Figura 6.167 - Perfil de NO <sub>2</sub> 18/08/1998 .....	309

Figura 6.168 - Perfil de NO <sub>2</sub> 12/11/1998 .....	309
Figura 6.169 - Perfil de NO <sub>2</sub> 11/02/1999.....	309
Figura 6.170 - Perfil de NO <sub>2</sub> 13/05/1999.....	309
Figura 6.171 - Perfil de NO <sub>2</sub> 21/08/1999.....	309
Figura 6.172 - Perfil de NO <sub>2</sub> 25/11/1999.....	309
Figura 6.173 - Evolução temporal dos valores da concentração de NO <sub>2</sub> à superfície.....	310
Figura 6.174 - Perfil de NO <sub>3</sub> 19/02/1998 .....	311
Figura 6.175 - Perfil de NO <sub>3</sub> 21/05/1998.....	311
Figura 6.176 - Perfil de NO <sub>3</sub> 21/07/1998 .....	312
Figura 6.177 - Perfil de NO <sub>3</sub> 18/08/1998 .....	312
Figura 6.178 - Perfil de NO <sub>3</sub> 24/09/1998 .....	312
Figura 6.179 - Perfil de NO <sub>3</sub> 12/11/1998 .....	312
Figura 6.180 - Perfil de NO <sub>3</sub> 11/02/1999.....	312
Figura 6.181 - Perfil de NO <sub>3</sub> 13/05/1999.....	312
Figura 6.182 - Perfil de NO <sub>3</sub> 21/08/1999 .....	313
Figura 6.183 - Perfil de NO <sub>3</sub> 25/11/1999 .....	313
Figura 6.184 - Evolução temporal dos valores da concentração de NO <sub>3</sub> à superfície.....	314
Figura 6.185 - Perfil de PO <sub>4</sub> 19/02/1998.....	314
Figura 6.186 - Perfil de PO <sub>4</sub> 21/05/1998.....	314
Figura 6.187 - Perfil de PO <sub>4</sub> 21/07/1998.....	315
Figura 6.188 - Perfil de PO <sub>4</sub> 18/08/1998.....	315
Figura 6.189 - Perfil de PO <sub>4</sub> 24/09/1998.....	315
Figura 6.190 - Perfil de PO <sub>4</sub> 12/11/1998.....	315
Figura 6.191 - Perfil de PO <sub>4</sub> 11/02/1999.....	315
Figura 6.192 - Perfil de PO <sub>4</sub> 13/05/1999.....	315
Figura 6.193 - Perfil de PO <sub>4</sub> 21/08/1999.....	316
Figura 6.194 - Perfil de PO <sub>4</sub> 25/11/1999.....	316
Figura 6.195 - Evolução temporal dos valores da concentração de PO <sub>4</sub> à superfície.....	317
Figura 6.196 - Temp. – Junho - 1998 .....	323
Figura 6.197 - Temp. – Julho - 1998 .....	323
Figura 6.198 - Temp. – Agosto - 1998.....	323
Figura 6.199 - Temp. – Set. - 1998 .....	323
Figura 6.200 - Temp. – Dezembro - 1998 .....	323
Figura 6.201 - Temp. – Junho - 1999 .....	324
Figura 6.202 - Temp. – Julho - 1999 .....	324
Figura 6.203 - Temp. – Agosto - 1999.....	324
Figura 6.204 - Temp. – Set. - 1999 .....	324

Figura 6.205 - Temp. – Dezembro - 1999 .....	324
Figura 6.206 - OD – Junho - 1998.....	325
Figura 6.207 - OD – Julho - 1998.....	325
Figura 6.208 - OD – Agosto - 1998 .....	325
Figura 6.209 - OD – Set. - 1998.....	325
Figura 6.210 - OD – Dezembro - 1998.....	325
Figura 6.211 - OD – Junho - 1999.....	326
Figura 6.212 - OD – Julho - 1999.....	326
Figura 6.213 - OD – Agosto - 1999 .....	326
Figura 6.214 - OD – Set. - 1999.....	326
Figura 6.215 - OD – Dezembro - 1999.....	326
Figura 6.216 - Temperatura observada <i>versus</i> temperatura de equilíbrio .....	330
Figura 6.217 - Desvios da temperatura observada à temperatura de equilíbrio .....	330
Figura 6.218 - Concentração de OD observada <i>versus</i> concentração de saturação .....	331
Figura 6.219 - Desvios da concentração de OD observada à concentração de saturação .....	331



## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 4.1 – Interdependência dos parâmetros de qualidade da água (Fonte: HEC, 1978)	140
Quadro 4.2 – Processos com influência na concentração dos constituintes (Fonte: HEC, 1978)	141
Quadro 4.3 – Equações que governam o sistema (Fonte: COLE e WELLS, 2002)	163
Quadro 5.1 - Grelha de classificação do estado trófico em albufeiras (Fonte: INAG)	188
Quadro 5.2 – Caudais afluentes médios mensais à barragem da Aguieira (valores em m <sup>3</sup> /s)	203
Quadro 5.3 – Caudais turbinados médios mensais na barragem da Aguieira (valores em m <sup>3</sup> /s)	204
Quadro 5.4 – Caudais bombeados médios mensais da Raiva para a Aguieira (valores em m <sup>3</sup> /s)	204
Quadro 5.5 – Volumes mensais transferidos de Fronhas para a Aguieira (valores em hm <sup>3</sup> )	204
Quadro 5.6 – Contribuições para a afluência total à albufeira da Aguieira (valores em %)	205
Quadro 6.1 – Alturas das camadas e comprimento dos segmentos da grelha batimétrica	214
Quadro 6.2 – Principais características dos troços considerados	218



## **CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO**

### **1.1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS**

A evolução registada nas últimas décadas na abordagem dos problemas associados à gestão da água determinou que, sobretudo nos países mais desenvolvidos, se passasse de uma situação em que a preocupação fundamental era a quantidade do produto água para uma outra, mais exigente, que integrou as duas componentes do binómio “quantidade/qualidade” e, mais recentemente, para uma abordagem que procura um nível de excelência, na qual se pretende assegurar a gestão integrada do recurso numa perspectiva de sustentabilidade forte, contemplando as diferentes valências associadas a essa gestão – técnica, económica, social e ecológica. Com efeito, actualmente, a água e os recursos hídricos surgem como um factor de desenvolvimento sustentável, em que a noção de qualidade deixa de ser exclusivamente entendida em termos da satisfação de determinados usos, para assumir também um contexto de qualidade ecológica, de acordo com o consignado na letra e no espírito da Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 22 de Dezembro), transposta para a legislação nacional através da Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro e Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março).

Paralelamente, os problemas referentes à deterioração da qualidade dos recursos hídricos, nalguns casos associados também à sua escassez, são por muitos considerados um dos principais factores de preocupação para o século XXI, sobretudo em função do crescimento exponencial da população à escala planetária. Esses problemas estão a tornar-se cada vez mais complexos, exigindo, para a sua resolução, conhecimentos cada vez mais específicos, bem como a eficiente integração de diversos esforços entre diferentes áreas de especialidade.

Deste modo, os conceitos de sustentabilidade e de desenvolvimento sustentável surgem com cada vez maior acuidade. Provavelmente, a mais conhecida definição de desenvolvimento sustentável é a que o refere como o desenvolvimento que satisfaz as necessidades actuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades. Peet (PEET, 1992) refere que esta definição é tão geral que existe um perigo real de que a sustentabilidade como objectivo possa perder a sua credibilidade, defendendo que a sustentabilidade é mais do que algo para ser definido, mas sim algo para ser declarado como um princípio ético.

No que se refere concretamente aos recursos hídricos, verifica-se que a insustentabilidade resultante de uma deficiente gestão desses recursos tem tido sérias implicações negativas ao nível social, económico e ambiental, bem como nos âmbitos global, regional, nacional e local.

Uma criteriosa consideração dos problemas da água em toda a sua complexidade e a concretização de uma eficiente gestão dos recursos hídricos, que permita assegurar a sustentabilidade ambiental, só é possível no quadro de uma boa governância da água (CUNHA, 2003a). De acordo com a definição adoptada pela Parceria Mundial da Água (“Global Water Partnership”), a governância da água refere-se ao conjunto de sistemas políticos, sociais, económicos e administrativos a que se recorre para desenvolver e gerir os recursos hídricos e para assegurar os serviços da água a diferentes níveis da sociedade (GWP, 2000 *in* CUNHA, 2003a).

Por outro lado, é inquestionável que a gestão dos recursos hídricos será tanto mais eficiente quanto mais exaustivo for o conhecimento dos correspondentes sistemas e quanto maior for a capacidade de proceder à modelação matemática dos mesmos, aí se incluindo, também, os aspectos inerentes à sua vertente qualitativa.

As barragens e as inerentes albufeiras fazem parte integrante dos sistemas de recursos hídricos, correspondendo estas últimas a massas de água fortemente modificadas. São vários os objectivos que têm conduzido à construção e exploração destes aproveitamentos, funcionando muitas vezes de forma conjugada (aproveitamentos de fins múltiplos), podendo referir-se como mais comuns os seguintes: diminuição dos efeitos da irregularidade da distribuição espacial e temporal da precipitação e do correspondente escoamento de superfície; produção de energia hidroeléctrica e abastecimento de água para diversos fins.

As albufeiras constituem massas de água que através das suas características intrínsecas e pelo facto de receberem cargas poluentes, de origem tónica e difusa, podem determinar alterações qualitativas quer da água represada, quer da água lançada para jusante.

A partir do final dos anos cinquenta e início dos anos sessenta do século XX assistiu-se a um aumento significativo do número de publicações técnicas e científicas sobre albufeiras, começando-se também a tratar de questões relacionadas com os efeitos da construção de barragens na qualidade da água e com as suas implicações na migração de peixes. Contudo, só a partir do final dos anos sessenta do século XX se começou a utilizar dados de



amostragem para se demonstrar as diversas implicações ambientais resultantes da construção de barragens (PETTS, 1984).

O âmbito principal do presente trabalho corresponde à utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água de rios e albufeiras, com particular enfoque sobre as albufeiras. Ao contrário de alguns estudos hidráulicos, que não consideram as questões da qualidade da água, a utilização de modelos físicos não tem sido uma ferramenta muito utilizada nos estudos de qualidade da água dos sistemas de recursos hídricos, em função do número e complexidade dos fenómenos em jogo. Pelo contrário, a simulação numérica tem demonstrado ser uma via relativamente económica e expedita para suportar os objectivos da modelação da qualidade da água.

Existem, essencialmente, três razões para justificar a modelação numérica da qualidade da água de sistemas de recursos hídricos. Em primeiro lugar, a necessidade de aumentar o nível de conhecimento e compreensão das relações causa-efeito em termos de qualidade da água. Em segundo lugar, possibilitar o desenvolvimento de exercícios de simulação, que permitam prever o comportamento do sistema em estudo face a diferentes cenários. Por último, a criação de ferramentas de engenharia que permitam contribuir para os processos de tomada de decisão e para uma adequada e eficiente gestão dos recursos hídricos.

No entanto, duas referências devem ser feitas relativamente à utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água:

- É fundamental que o modelo a utilizar seja calibrado e verificado para o sistema em estudo, de forma a que os resultados obtidos possam ter representatividade e credibilidade, pelo que é indispensável dispor de um conjunto mínimo de dados de amostragem adequados, que permitam confrontar os resultados do modelo com os dados de amostragem. A excepção a esta situação será o exercício de “pura simulação”, em que o sistema a simular ainda não existe. Apesar disso, mesmo numa situação desse tipo, será indispensável possuir um bom conhecimento do modelo a utilizar e de sistemas com características similares.
- Uma adequada e eficiente gestão dos recursos hídricos, englobando as questões relacionadas com a qualidade da água, não deverá depender exclusivamente da utilização de modelos matemáticos de simulação. Com efeito, e apesar da importância e utilidade desses modelos, essa gestão deverá apoiar-se numa análise global e multidisciplinar de várias vertentes, envolvendo a consideração de medidas internas e externas, concretizando uma gestão integrada dos recursos hídricos e suportando uma adequada governância da água.

## 1.2 – OBJECTIVOS E METODOLOGIA DO ESTUDO

O principal objectivo do trabalho desenvolvido corresponde ao estudo dos efeitos decorrentes do bombeamento de água para o interior de uma albufeira, sobre as características de qualidade e o comportamento hidrodinâmico dessa massa de água, resultante da utilização de grupos reversíveis num aproveitamento hidroeléctrico, os quais permitem realizar, alternadamente, operações de turbinagem e bombeamento de água. Adicionalmente, tomou-se também como objectivo o estudo do potencial efeito regularizador do contra-embalse, que permite o bombeamento da água para o interior da albufeira principal, sobre a qualidade da água lançada para jusante, no rio em que está instalado o aproveitamento.

Assim, com a realização do presente trabalho pretendeu-se dar uma contribuição para os conhecimentos relativos à modelação matemática da qualidade da água em Portugal, através da utilização e aplicação de modelos de simulação de albufeiras e de rios, de forma a analisar não só o comportamento da massa de água represada, mas também do rio a jusante da mesma. Simultaneamente, procurou-se também potenciar a utilização de ferramentas de engenharia que contribuam para uma adequada gestão da qualidade do recurso água.

Como caso de estudo, foi seleccionado o aproveitamento da Aguieira-Raiva e um troço do rio Mondego a jusante da barragem da Raiva. A escolha deste aproveitamento prendeu-se com o facto do mesmo estar equipado com grupos reversíveis, permitindo responder aos objectivos do presente trabalho, anteriormente enunciados.

Ao nível dos parâmetros descritores da qualidade da água submetidos a simulação foi dada especial atenção à temperatura e ao oxigénio dissolvido, parâmetros reconhecidamente importantes numa análise do tipo da que se pretendeu desenvolver. Com efeito, a temperatura das massas de água é um parâmetro que influencia todas as reacções químicas e biológicas que normalmente se processam no meio aquático, condicionando, de forma directa ou indirecta, todos os outros parâmetros descritores da qualidade da água. Adicionalmente, a temperatura da água é um factor que influencia também a hidrodinâmica de uma albufeira, como será analisado em capítulos posteriores deste trabalho.

Por outro lado, o oxigénio dissolvido é um parâmetro de extrema importância em qualquer estudo de qualidade de massas de água naturais, podendo ser considerado como a variável por excelência para a definição “do estado de qualidade do ecossistema aquático”

(THOMANN e MUELLER, 1987). Atendendo a que a concentração de oxigénio dissolvido de uma massa de água depende de diferentes fontes (rearejamento atmosférico, fotossíntese e concentração de oxigénio dissolvido nas aflúências) e sumidouros (processos de oxidação e respiração), a análise dos parâmetros e variáveis envolvidos nesses processos foi também realizada, embora, prioritariamente, ao nível dos seus efeitos sobre a referida concentração de oxigénio dissolvido.

A metodologia utilizada para atingir os objectivos do estudo desenvolvido passou pela concretização de diversas fases, consubstanciadas ao longo dos diferentes capítulos do presente trabalho. Essas fases são em seguida referidas de forma resumida:

- Selecção do caso de estudo a analisar e dos modelos de simulação a utilizar, face aos objectivos do trabalho a desenvolver.
- Definição e desenvolvimento do plano de amostragem, com vista à obtenção dos dados necessários à aplicação dos modelos utilizados, bem como à calibração e verificação dos correspondentes resultados.
- Comparação dos resultados dos exercícios de simulação desenvolvidos com dados de amostragem, considerando quer os obtidos através do programa de monitorização concretizado no âmbito do trabalho desenvolvido, quer outros dados disponíveis relativamente ao sistema estudado.
- Tratamento e análise dos resultados e obtenção das conclusões que foi possível extrair do estudo desenvolvido.

### **1.3 – ESTRUTURA DO TRABALHO**

A estrutura do presente trabalho assenta na organização adoptada para o seu texto, constituída por vários capítulos, cada um deles contendo as respectivas figuras e quadros, sendo as referências bibliográficas apresentadas no final do documento.

No Capítulo 1 é feita uma introdução ao trabalho efectuado, definem-se os objectivos, refere-se a abordagem metodológica adoptada e é apresentada a forma como se encontra organizado o texto.

No Capítulo 2 é apresentado um enquadramento relativamente à utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água, bem como dos principais processos que condicionam a hidrodinâmica e a qualidade da água em lagos e albufeiras.

No Capítulo 3 são apresentados os resultados da revisão bibliográfica efectuada, procurando-se estabelecer a ligação entre o "estado actual dos conhecimentos" e o "estado actual das aplicações" da modelação matemática da qualidade da água em rios e albufeiras. Neste Capítulo incluiu-se também uma revisão dos principais efeitos determinados pela construção e exploração de barragens sobre os rios a jusante, com particular destaque relativamente aos efeitos sobre a fauna piscícola, bem como uma breve descrição de algumas medidas de melhoria da qualidade da água, quer em albufeiras quer nos rios a jusante das mesmas.

No Capítulo 4 é feita uma descrição dos modelos matemáticos utilizados no trabalho desenvolvido, ao nível das simulações efectuadas para a albufeira e para o rio a jusante da mesma.

No Capítulo 5 são apresentadas as principais características da bacia hidrográfica do rio Mondego e é realizada a descrição do sistema que foi seleccionado como caso de estudo.

No Capítulo 6 é descrito o programa de amostragem que foi desenvolvido para suportar o trabalho realizado e o processo de obtenção dos dados necessários ao funcionamento dos modelos utilizados. São também apresentados os resultados das simulações efectuadas, sendo esses resultados analisados, discutidos e comparados com os dados de amostragem.

Por último, no Capítulo 7, são apresentadas as conclusões do trabalho efectuado e apontam-se algumas recomendações para futuras linhas de investigação.

## **CAPÍTULO 2 – ENQUADRAMENTO. DESCRIÇÃO DO PROBLEMA**

### **2.1 – INTRODUÇÃO**

Neste Capítulo é desenvolvido um enquadramento relativamente às potencialidades, vantagens e condições de aplicabilidade dos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água. É igualmente apresentada uma descrição do problema da qualidade da água em lagos e albufeiras, com ênfase sobre os principais processos que condicionam, quer a hidrodinâmica, quer a qualidade dessas massas de água.

### **2.2 – NECESSIDADE DE UTILIZAÇÃO DE MODELOS**

Desde há mais de 80 anos, tomando como referência os trabalhos desenvolvidos no rio Ohio nos anos vinte do século passado por Harrold Streeter e Earle Phelps (STREETER e PHELPS, 1925 *in* THOMANN e MUELLER, 1987), que os técnicos ligados à gestão dos recursos hídricos continuam a procurar instrumentos cada vez mais fiáveis e rigorosos para avaliar a potencial eficácia de programas e medidas de controlo da poluição.

Os responsáveis pela tomada de decisão relativamente à implementação desses programas e medidas preocupam-se, entre outros aspectos, com a eventual ocorrência de dois cenários (THOMANN e MUELLER, 1987):

- reduzir significativamente as cargas poluentes afluentes a uma massa de água e observar reduzidas ou nenhuma melhorias ao nível da qualidade dessa massa de água – *o equivalente em engenharia ambiental à queda de uma ponte*;
- impor medidas de controlo, muitas vezes através de legislação específica, concluindo posteriormente que essas medidas são particularmente dispendiosas e com um reduzido retorno em termos de usos da água – *o equivalente em engenharia ambiental a construir uma ponte para lado nenhum*.

É para diminuir a probabilidade de ocorrência destes cenários que a modelação matemática da qualidade da água se revela particularmente útil, permitindo um melhor entendimento dos mecanismos, processos e relações causa-efeito que condicionam o comportamento das massas de água face a diferentes solicitações. Adicionalmente, através da capacidade de simulação do comportamento dos sistemas de recursos hídricos, é possível definir ferramentas de engenharia com capacidade de prever, com uma margem de segurança

credível, os potenciais efeitos resultantes da implementação das medidas de controlo da poluição.

Com efeito, a capacidade de representar quantitativamente as respostas dos sistemas de recursos hídricos a estímulos externos, constitui uma parte essencial da própria gestão desses recursos hídricos. É um facto que a modelação matemática da qualidade da água, se correctamente utilizada, tem a capacidade de simular o comportamento dos sistemas hídricos sob a acção de diferentes estímulos. Um modelo, desde que utilizado de forma racional e tendo em atenção as suas limitações, pode funcionar como uma ferramenta extremamente útil no processo de gestão dos sistemas de recursos hídricos, possibilitando ao seu utilizador a comparação de diferentes cenários e a identificação das melhores soluções para a resolução de diferentes problemas (ORLOB, 1983).

No processo de gestão dos sistemas de recursos hídricos destacam-se, pela sua importância, os programas de medidas e acções que têm como objectivo fundamental garantir um estado de qualidade da água que permita satisfazer todas as utilizações actuais ou potenciais, bem como manter ou repor as condições necessárias ao funcionamento equilibrado dos ecossistemas.

As soluções a implementar passam, normalmente, pelo controlo das fontes poluidoras tóxicas e difusas, envolvendo, respectivamente, o tratamento adequado dos efluentes urbanos e industriais e a adopção de boas práticas agrícolas, e devem ser concordantes com a legislação em vigor, nacional ou comunitária, com as convenções internacionais e com a política europeia no domínio do ambiente e, em particular, dos recursos hídricos.

As metodologias subjacentes às soluções passam pela abordagem “state-pressure-response”, que é consensualmente aceite como a mais adequada para a definição de medidas e acções para redução e/ou eliminação da poluição, tendo em vista a obtenção de um bom estado de qualidade das águas superficiais, na linha do que é defendido na Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 22 de Dezembro).

A abordagem “state-pressure-response” pressupõe a análise da qualidade da água nos meios hídricos, a caracterização das cargas poluentes geradas nas bacias hidrográficas e que afluem à rede hidrográfica, e o estudo do comportamento dos meios hídricos face às solicitações a que estão sujeitos. É justamente para o entendimento das relações entre as pressões poluentes na bacia hidrográfica e o estado de qualidade das massas água que os modelos matemáticos de simulação podem desempenhar um papel importante.

O principal objectivo subjacente à utilização de qualquer modelo matemático de simulação da qualidade da água, é o de produzir um instrumento que tenha a capacidade de descrever o comportamento do sistema, em termos das suas componentes hidrodinâmica e de qualidade da água. Esse objectivo passa, normalmente, pela consideração de três fases: a representação conceptual, a representação funcional e a representação computacional.

A representação conceptual envolve a definição gráfica do sistema, através da descrição das suas propriedades geométricas, das suas condições de fronteira e das inter-relações entre as várias secções do mesmo. Normalmente, este processo consiste na divisão do sistema a modelar em elementos discretos, com uma dimensão compatível com os objectivos da aplicação do modelo, na definição desses elementos de acordo com algumas regras geométricas simples e na descrição da forma como esses elementos estão ligados, quer física quer funcionalmente, constituindo partes integrantes de um todo.

Por outro lado, a representação funcional tem a ver com a formulação dos processos ocorrentes no sistema, sob a forma de um conjunto de equações. Envolve a definição de cada variável e das suas relações com todos os outros parâmetros do modelo.

Finalmente, a representação computacional é o processo através do qual o modelo funcional é transposto para os procedimentos computacionais de cálculo, necessários para a solução do problema em termos de espaço e tempo. Esta representação está subjacente ao desenvolvimento de uma solução técnica específica e à sua codificação em termos de linguagem computacional.

As representações funcional e computacional do sistema estão previamente definidas ao nível da estrutura do modelo, competindo ao utilizador a escolha dos processos que serão activados em cada caso de estudo, através da selecção dos parâmetros de qualidade que pretende modelar, bem como da definição dos valores das variáveis de controlo. Por outro lado, a representação conceptual tem de ser definida pelo utilizador em cada caso, em função das características do sistema que pretende modelar e do grau de discretização dos resultados que pretende obter.

Independentemente de tudo o que foi atrás referido relativamente às potencialidades dos modelos matemáticos de qualidade da água, ao nível da sua utilização nunca devem ser esquecidas, entre outras, duas questões consensualmente consideradas essenciais ao sucesso de qualquer exercício de modelação:

- por um lado, a necessidade de dispor de um conjunto mínimo de dados de monitorização, adequados à calibração e verificação do modelo, que permitam a sua utilização para a descrição de um determinado sistema, com uma representatividade e um grau de confiança que se possam considerar adequados aos objectivos do estudo em análise;
- por outro lado, um adequado grau de conhecimento dos pressupostos e das formulações inerentes ao modelo, bem como uma suficiente compreensão do tipo de funcionamento do sistema a modelar, de forma a que seja possível um entendimento correcto do mesmo.

## **2.3 – DESCRIÇÃO DO PROBLEMA**

### **2.3.1 – Considerações gerais**

A limnologia corresponde ao estudo das águas doces ou salinas que estão contidas dentro das fronteiras continentais (GOLDMAN e HORNE, 1983). Deste modo, a limnologia dedica-se ao estudo das águas continentais ou interiores, interessando-se por todos os factores que, de uma maneira ou de outra, influenciam o comportamento e evolução dessas águas (DUSSART, 1966). Numa outra definição (WETZEL, 1993), a limnologia em sentido lato corresponde ao estudo das relações funcionais e da produtividade das comunidades de água doce e do efeito nelas causado pelo seu ambiente físico, químico e biológico.

Assim, a limnologia estuda diferentes massas de água como os lagos, os rios e os estuários, englobando águas correntes, ou lóticis, e águas paradas, ou lênticas. De entre as águas paradas ou lênticas destacam-se os lagos e as albufeiras. Estas últimas são lagos criados artificialmente, através da construção de barragens em cursos de água, determinando a passagem de um regime lótico a lêntico.

As principais diferenças que existem entre lagos e albufeiras correspondem ao facto dos lagos serem, normalmente, sistemas bastante mais antigos do que as albufeiras e, nestas últimas, as efluências de água serem maioritariamente controladas pelo Homem, através dos órgãos das barragens, enquanto que no caso dos lagos essas efluências constituem, predominantemente, um processo natural.

Remonta à antiguidade a construção de pequenas obras de represamento de água, com a finalidade de armazenamento durante o período húmido para utilização no período de



estiagem. Nessa época, se bem que as técnicas e os materiais de construção não permitissem construções de grande envergadura e, conseqüentemente, não existisse a possibilidade de armazenar grandes volumes de água, a principal finalidade dessas obras era a de dispor de água para irrigação durante os períodos mais secos do ano (RODRIGUES, 1992).

No século XX, o desenvolvimento industrial e tecnológico, o aparecimento de novos processos e materiais de construção e o crescimento populacional, tornaram possível, e em certa medida necessária, a construção de barragens de grande dimensão, com capacidade de armazenamento de grandes volumes de água e elevados índices de regularização. Os objectivos que conduziram à construção destes aproveitamentos foram diversos, desde a necessidade de diminuir os efeitos da irregularidade da distribuição espacial e temporal da precipitação e do correspondente escoamento de superfície, à produção de energia hidroeléctrica e ao abastecimento de água para diversos fins, funcionando muitas vezes estes objectivos de forma integrada, dando origem aos aproveitamentos de fins múltiplos.

Segundo o critério da ICOLD (“International Commission on Large Dams”), uma barragem é designada por “grande barragem” quando tem uma altura superior a 15 metros, contada desde o coroamento até ao ponto mais baixo da fundação, ou se, tendo entre 5 e 15 metros de altura, criar uma albufeira com, pelo menos, 3 000 000 de metros cúbicos de capacidade.

De acordo com o referido critério da ICOLD, o número estimado de grandes barragens existentes no Mundo em 1950 era de 5 200, tendo crescido para cerca de 13 000 em 1974 e tendo-se elevado para um valor da ordem de 35 000 em 1982 (ICOLD, 1984 *in* RODRIGUES, 1992). Actualmente, existem em todo o Mundo mais de 45 000 grandes barragens e algumas centenas de milhar de pequenas barragens (CUNHA, 2003b).

Existem quatro países com mais de 1 000 grandes barragens: China, Estados Unidos da América, Índia e Japão. De entre estes, destaca-se o caso da China, que em 1950 apenas possuía oito grandes barragens, tendo aumentado esse número para cerca de 18 600 em 1982 (ICOLD, 1984 *in* RODRIGUES, 1992). À data (1982), esse número correspondia a mais de metade de todas as grandes barragens do Mundo, pelo que se conclui que a China foi o país que mais contribui para o importante aumento do número de grandes barragens existentes no Mundo.

Em anos mais recentes a construção de grandes barragens tem continuado, embora a um ritmo mais lento do que o verificado durante a segunda metade do século XX,

nomeadamente durante o período de 1974 a 1982, de acordo com os dados atrás citados. Dois exemplos recentes são a barragem das Três Gargantas na China e a barragem de Alqueva em Portugal. A primeira é a maior barragem do Mundo em termos de altura, volume de água armazenada e capacidade de produção de energia hidroelétrica. A segunda, é responsável pela criação de uma albufeira que constitui o maior lago artificial da Europa.

Nas últimas décadas, e em especial nos anos mais recentes, tem-se vindo a intensificar o debate sobre o papel das grandes barragens como instrumentos de valorização dos recursos hídricos e, em termos mais latos, como factores de desenvolvimento económico e social. Esse debate tem-se focalizado sobre questões como as alterações das características físicas, químicas e biológicas dos cursos de água, o direito do acesso à água, a deslocação de populações e seu consequente desenraizamento cultural e a potencial degradação do meio ambiente (CUNHA, 2003a).

Embora se tenha como dado adquirido que a participação no referido debate ou a tomada de posição a esse respeito caem fora do âmbito do presente trabalho, importa referir que se considera que as barragens constituem uma contribuição significativa para o desenvolvimento humano, em função dos inegáveis benefícios que são capazes de proporcionar. Por outro lado, é igualmente inegável que a obtenção desses benefícios tem passado, muitas vezes, por danos em termos sociais e ambientais. Assim, é natural que o debate exista, mas é desejável que desse debate surjam posições de conciliação de interesses aparentemente contraditórios, para que seja possível usufruir dos benefícios minimizando os danos.

É nessa perspectiva que, no que se refere aos potenciais problemas sobre a qualidade da água decorrentes da construção de barragens, quer ao nível da albufeira a montante quer em termos do rio a jusante, se têm desenvolvido diversos estudos de modelação matemática que, em muitos casos, suportaram a adopção de medidas estruturais e não estruturais destinadas à mitigação desses problemas.

Nas secções seguintes do presente Capítulo serão analisados os principais processos naturais que ocorrem numa massa de água de características lênticas e que condicionam a sua hidrodinâmica e, consequentemente, a correspondente qualidade da água.

É consensualmente aceite que o mais importante desses processos é a estratificação térmica da albufeira. Essa estratificação depende essencialmente do clima da região e da influência deste sobre as trocas de energia ao nível da interface ar-água, que determinam

alterações sobre a densidade da água em função de modificações sobre a temperatura da mesma.

Outros factores climáticos são também importantes, como o vento e o regime de precipitações. O vento, em função da sua maior ou menor velocidade e da exposição da albufera aos ventos dominantes, é susceptível de influenciar a hidrodinâmica da massa de água através da agitação e das correntes que induz na mesma. O regime de precipitações influencia o correspondente regime de escoamento superficial e, conseqüentemente, as afluências à albufera, que por sua vez têm influência directa na sua hidrodinâmica.

### 2.3.2 – Trocas de energia na interface ar-água

A energia, sob a forma de calor, atravessa a interface ar-água através de três processos: radiação, evaporação e convecção. A radiação envolve a radiação solar de ondas curtas, a radiação atmosférica de ondas longas e a radiação de ondas longas emitida pela massa de água.

O cálculo das trocas de energia ao nível da interface ar-água pode ser efectuado através de um balanço energético, em que a taxa de calor transferido, por unidade de superfície e por unidade de tempo, de e para a massa de água, pode ser obtida a partir da equação 2.1.

$$Q_n = Q_{sn} + Q_{atn} - Q_w - Q_e - Q_c \quad (2.1)$$

em que:

$Q_n$  = energia útil transferida ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_{sn}$  = radiação solar útil sob a forma de ondas curtas ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_{atn}$  = radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_w$  = radiação sob a forma de ondas longas emitida pela massa de água ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_e$  = perda de energia associada à evaporação ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_c$  = energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência (convecção) ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ).

A radiação solar útil sob a forma de ondas curtas que atravessa a interface ar-água ( $Q_{sn}$ ), corresponde à diferença entre a radiação solar de ondas curtas que atinge a superfície da

água ( $Q_s$ ) e a fracção dessa radiação que é reflectida pela superfície da água ( $Q_{sr}$ ). Por sua vez, a radiação solar de ondas curtas que atinge a superfície da água ( $Q_s$ ), é função da constante solar (quantidade de energia solar que atinge o topo da atmosfera terrestre), da nebulosidade, da composição da atmosfera, da latitude, da altitude e do ângulo do Sol (dependente do dia do ano e da hora do dia).

A radiação atmosférica de ondas longas ( $Q_{at}$ ) tem origem no vapor de água e noutros gases da atmosfera, dependendo a sua intensidade, essencialmente, da temperatura do ar, da humidade relativa, da nebulosidade e dos teores de ozono e de dióxido de carbono do ar. A radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas ( $Q_{atn}$ ) corresponde à diferença entre a radiação atmosférica de ondas longas ( $Q_{at}$ ) e a radiação atmosférica de ondas longas reflectida pela superfície da água ( $Q_{atr}$ ), ou seja, consiste no fluxo útil de energia a partir da massa de ar atmosférica, sob a forma de ondas longas, após reflexão na superfície da água.

A componente da radiação da superfície da água ( $Q_w$ ) consiste no fluxo de energia sob a forma de ondas longas a partir da massa de água, emitindo esta como um “corpo negro” a uma dada temperatura, sendo função da emissividade e temperatura à superfície da água.

A perda de energia associada à evaporação ( $Q_e$ ) constitui uma parcela importante do balanço energético, podendo, em certas condições, representar 40% a 70% do fluxo total de energia através da interface ar-água. Está directamente relacionada com a altura de água evaporada por unidade de tempo que, por sua vez, depende fortemente da quantidade de energia recebida pela superfície da água, da velocidade do vento e do déficit de saturação.

A evaporação, ao provocar um abaixamento de temperatura, vai determinar trocas de calor entre a atmosfera e a superfície evaporante. Essas trocas de calor correspondem à energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência ou convecção ( $Q_c$ ), estando relacionadas com as mesmas variáveis que condicionam a evaporação.

A radiação útil que atravessa a interface ar-água corresponde à soma das radiações úteis de ondas curtas ( $Q_{sn}$ ) e de ondas longas ( $Q_{atn}$ ), sendo independente da temperatura da massa de água. Por outro lado, a radiação sob a forma de ondas longas emitida pela massa de água ( $Q_w$ ), a perda de energia associada à evaporação ( $Q_e$ ) e a energia transferida da massa de água para a atmosfera por convecção ( $Q_c$ ), podem ser positivas ou negativas, dependendo da diferença de temperatura entre o ar e a água.

As formulações que permitem proceder ao cálculo dos diferentes termos do membro da direita da equação 2.1, podem ser consultadas em diferentes referências, de entre as quais se destacam: RODRIGUES, 1992; LENCASTRE e FRANCO, 2003; e TVA (“Tennessee Valley Authority”), 1972.

### **2.3.3 – Penetração da energia ao longo da coluna de água**

O fluxo de energia que atravessa a interface ar-água vai sofrendo uma atenuação com a profundidade, através dos processos de difusão e de absorção. A absorção corresponde à diminuição da energia luminosa com a profundidade, sendo gradualmente transformada em energia térmica da massa de água.

Os diversos comprimentos de onda são atenuados de forma diferente, pelo que o espectro a uma dada profundidade é diferente daquele que originalmente atravessou a interface ar-água. A absorção é tanto mais rápida, na perspectiva de que ocorre a menores profundidades, quanto maior for o comprimento de onda. Adicionalmente, a quantidade de energia transportada depende do comprimento de onda, variando no mesmo sentido, ou seja, quanto maior for o comprimento de onda maior é a percentagem de energia que lhe está associada, relativamente ao total de energia do espectro solar (DUSSART, 1966).

Para a água pura, verifica-se uma absorção quase total da radiação com comprimentos de onda superiores a 1.2  $\mu\text{m}$  nos primeiros centímetros abaixo da superfície da água. A gama de comprimentos de onda a que corresponde o espectro visível varia entre 0.36  $\mu\text{m}$  e 0.76  $\mu\text{m}$ . Quase toda a radiação com um comprimento de onda superior a 0.76  $\mu\text{m}$  é absorvida ao longo do primeiro metro da coluna de água, pelo que apenas a luz visível e a radiação de comprimento de onda inferior à gama da luz visível (radiação de ondas curtas) tem capacidade para penetrar em profundidade ao longo da coluna de água (RODRIGUES, 1992).

A percentagem da radiação solar que é absorvida no primeiro metro abaixo da superfície da água relativamente ao total da radiação solar incidente é variável consoante as características da massa de água. Para a água pura esse valor é da ordem dos 61%, no caso das águas oceânicas sobe para valores de sensivelmente 65% e, nalguns lagos, pode atingir valores superiores a 80% (TVA, 1972).

Após a absorção inicial na camada superficial, a atenuação da radiação solar segue, de forma muito aproximada, a lei de Lambert-Beer, que é definida pela seguinte equação:

$$Q_{sz} = Q_{sn} e^{-\eta z} \quad (2.2)$$

em que:

$Q_{sz}$  = intensidade da radiação solar à profundidade  $z$  ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$Q_{sn}$  = radiação solar útil que atravessa a interface ar-água ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );

$\eta$  = coeficiente empírico de extinção global ( $\text{m}^{-1}$ );

$z$  = profundidade (m).

A análise da lei de Lambert-Beer permite verificar que esta assume um valor constante para o coeficiente de extinção global ( $\eta$ ), o que equivale a considerar a homogeneidade das propriedades ópticas da coluna de água relativamente aos vários comprimentos de onda do espectro solar.

Contudo, e de acordo com o atrás referido, essa situação não corresponde à realidade, uma vez que a camada mais superficial da massa de água absorve uma quantidade de radiação solar proporcionalmente maior. Deste modo, a equação 2.2 não é totalmente satisfatória para a descrição da atenuação da radiação nas camadas superiores da massa de água.

Para ultrapassar esta situação, e numa perspectiva de aplicabilidade prática, é normalmente suficiente subtrair uma fracção da radiação total incidente, assumindo que essa fracção é totalmente absorvida à superfície, e calcular a atenuação da radiação remanescente através da lei de Lambert-Beer. Assim, obtém-se a seguinte expressão:

$$Q_{sz} = (1 - \beta) Q_{sn} e^{-\eta z} \quad (2.3)$$

em que:

$\beta$  = razão entre a radiação absorvida à superfície e a radiação total incidente.

Estudos experimentais (TVA, 1972 e MARJANOVIC, 1985), apontam para gamas de valores bastante alargadas para qualquer dos parâmetros  $\eta$  e  $\beta$ , em função das características das massas de água em análise, com destaque para a presença de partículas em suspensão e de compostos solúveis. Os mesmos estudos indicam que a utilização da equação 2.3, com

valores apropriados de  $\eta$  e  $\beta$ , tem-se mostrado satisfatória para um grande número de aplicações práticas.

Em lagos ou albufeiras que apresentam um adiantado estado de eutrofização, onde são frequentes os episódios de grandes crescimentos de algas, os valores de  $\eta$  podem ser da ordem de  $0.5 \text{ m}^{-1}$ , ou mesmo superiores, tendo-se obtido um valor de  $1.4 \text{ m}^{-1}$  no Trout Lake, nos Estados Unidos da América (TVA, 1972). Por outro lado, em águas particularmente límpidas de lagos ou albufeiras oligotróficos, são expectáveis valores da ordem dos  $0.02 \text{ m}^{-1}$  a  $0.05 \text{ m}^{-1}$  para o parâmetro  $\eta$  (TVA, 1972).

Em água pura ou em águas particularmente límpidas, podem obter-se valores para  $\beta$  da ordem de 0.3; enquanto que em águas excepcionalmente turvas  $\beta$  pode tomar valores de 0.8 ou mesmo superiores, determinando que a quase totalidade da radiação solar de ondas curtas possa ser absorvida à superfície (TVA, 1972).

#### **2.3.4 – Estratificação térmica**

O mais importante processo natural que condiciona a qualidade da água de um lago ou de uma albufeira, nomeadamente se forem profundos, é a alternância de períodos de estratificação térmica com períodos de homogeneização térmica, também designados por períodos de mistura completa. Este processo resulta da variação sazonal das condições meteorológicas e da influência que essa variação exerce sobre as trocas de energia através da interface ar-água, com consequentes reflexos sobre a temperatura da massa de água.

Por outro lado, um dos factores que maior influência exerce sobre o peso específico da água é exactamente a sua temperatura. Com efeito, o peso específico da água atinge um máximo para uma temperatura de  $4^{\circ}\text{C}$ ; diminui com o aumento da temperatura da água, para valores de temperatura da água superiores a  $4^{\circ}\text{C}$ ; e diminui com a diminuição da temperatura da água, para valores da temperatura da água inferiores a  $4^{\circ}\text{C}$ .

Assim, em países de clima temperado, como é o caso de Portugal, no final do Inverno/início da Primavera a temperatura e o peso específico da água dos lagos e albufeiras apresentam-se uniformes ao longo de toda a coluna de água. Sem existência de estratificação, o vento tem capacidade para promover a mistura da globalidade da massa de água.

À medida que a quantidade de energia solar recebida pela superfície da massa de água aumenta, com o decorrer da Primavera, a temperatura das camadas superficiais vai sofrendo um aumento gradual, que determina que, próximo da superfície, o peso específico da água diminua, iniciando-se o processo de estratificação térmica.

Com o início do período mais quente do ano, no Verão, o processo de estratificação térmica vai-se acentuando e a massa de água divide-se em três camadas bem definidas. Uma camada superficial, mais quente e com menor peso específico, denominada epilimnion; uma camada mais profunda, com águas mais frias e de maior peso específico, designada hipolimnion; e uma terceira camada, que se forma entre as duas anteriores, a uma profundidade variável mas que normalmente oscila entre os cinco e os quinze metros, que se designa por metalimnion.

Esta camada, designada por metalimnion, corresponde à termoclina, que é definida como a zona do plano vertical da massa de água onde se verifica o máximo gradiente de temperatura com a profundidade.

Nestas condições tem-se uma estratificação térmica bem marcada, em função das diferenças de peso específico existentes entre as diferentes camadas, situação que impede que se verifique mistura entre as águas do epilimnion e do hipolimnion, funcionando a termoclina como uma barreira a essa potencial mistura.

Com efeito, o centro de gravidade ( $G_1$ ) de uma massa de água estratificada está situado a uma cota inferior à do centro de gravidade ( $G_0$ ) que essa mesma massa de água apresentaria se não estivesse estratificada, uma vez que, em condições de estratificação, as camadas superficiais mais quentes apresentam um menor peso específico (Figura 2.1). A estabilidade da estratificação pode ser traduzida pela força necessária para reelevar  $G_1$  até à cota de  $G_0$ . Durante o período de estratificação a distância, medida na vertical, entre  $G_1$  e  $G_0$  ( $d=G_0-G_1$ ), é de aproximadamente metade da espessura do epilimnion (DUSSART, 1966).

A partir do final do Verão, a temperatura do ar começa a descer e a quantidade de energia solar recebida pela superfície da massa de água diminui, conduzindo a um gradual arrefecimento do epilimnion e a um aumento da sua espessura, em função da perda de calor ao nível da superfície da massa de água. À medida que o epilimnion arrefece a estratificação térmica vai sendo erodida, verificando-se uma crescente tendência para a mistura das diferentes camadas ao longo da coluna de água.



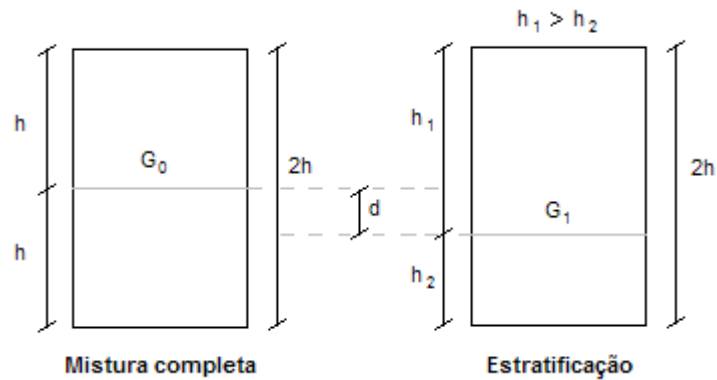


Figura 2.1 - Representação esquemática do posicionamento do centro de gravidade de uma massa de água (Fonte: DUSSART, 1966)

Assim, no final do Outono ocorre a chamada inversão térmica, quando o arrefecimento provoca a mistura completa da massa de água, voltando a existir uma distribuição homogénea da temperatura e do peso específico na mesma. A referida mistura será tanto mais rápida quanto maior for a quantidade de energia cinética fornecida à massa de água, por acção do vento e das afluências através da circulação natural.

O processo, atrás descrito, em que se verifica um período de estratificação térmica durante os meses mais quentes do ano e um período de homogeneização da temperatura ao longo de toda a coluna de água durante os meses mais frios, é característico das zonas temperadas, nas quais se inclui Portugal. Os momentos em que se estabelece a estratificação térmica e em que a mesma desaparece, dando origem a um novo período de homogeneização, são variáveis de ano para ano, em função da variabilidade das condições meteorológicas. No entanto, é comum que o período de estratificação térmica, em climas temperados, decorra ao longo de sensivelmente 150 dias do ano.

Consoante o comportamento da massa de água em termos do padrão de circulação ao longo do ano, e independentemente de se tratar de lagos ou albufeiras, é possível estabelecer a seguinte classificação (HUTCHINSON, 1957 in JØRGENSEN, 1980):

- Lagos amicticos – lagos onde não se verifica estratificação térmica e relativamente aos quais não se registam diferenças de temperatura entre a atmosfera e a massa de água. É o caso de alguns lagos de pequena dimensão e muito baixa profundidade.
- Lagos monomicticos frios – lagos em que a temperatura nunca ultrapassa os 4°C. Durante a estação fria apresentam uma espessa camada de gelo à superfície. Na estação quente, devido ao degelo, podem apresentar um período de homogeneização. Lagos típicos das regiões polares.

- Lagos monomicticos quentes – lagos em que a temperatura nunca desce abaixo dos 4°C. Apresentam um período de homogeneização durante os meses mais frios do ano e um período de estratificação durante os meses mais quentes. É o caso da maior parte dos lagos e albufeiras das regiões temperadas.
- Lagos dimicticos – lagos que apresentam dois períodos de estratificação, uma directa durante a estação quente e outra inversa na estação fria, e dois períodos de circulação ou homogeneização entre os períodos de estratificação. Trata-se de lagos comuns nos climas continentais em que a temperatura do ar na estação fria é muito baixa.
- Lagos polimicticos – lagos que apresentam temperaturas relativamente baixas a todas as profundidades, embora sempre acima dos 4°C, e uma circulação mais ou menos contínua, apenas com alguns períodos curtos de estratificação que, quando ocorre, é sempre pouco marcada. É o caso de lagos situados a altitude elevada nas regiões equatoriais.
- Lagos oligomicticos – lagos em que a água apresenta temperaturas elevadas a todas as profundidades e em que os períodos de circulação são raros, curtos, irregulares e sem grande importância. É o caso de lagos situados a baixa altitude nas regiões tropicais.
- Lagos meromicticos – lagos que se apresentam permanentemente estratificados devido, por exemplo, a diferenças na composição química entre o epilimnion e o hipolimnion.

No caso dos lagos monomicticos quentes, característicos das regiões temperadas e onde se incluem a grande maioria dos lagos e albufeiras existentes em Portugal, a estratificação térmica exerce uma enorme importância sobre a qualidade da água desses sistemas. Com efeito, durante o período de estratificação térmica a água do epilimnion mantém-se em circulação, com um teor apreciável de oxigénio dissolvido, sendo que a concentração de fitoplankton depende, essencialmente, do estado trófico da massa de água. Nesta fase, a termoclina funciona como uma barreira, sob a qual a água como que estagna, não tendo qualquer fonte de oxigenação e podendo mesmo atingir condições de anaerobiose.

De facto, o isolamento das camadas mais profundas da albufeira, correspondentes ao hipolimnion, inibe a renovação do oxigénio dissolvido que é consumido ao nível da oxidação da matéria orgânica, incluindo o fitoplankton que morre e sedimenta. Caso se estabeleçam condições anaeróbias, verificar-se-á um domínio gradual dos microorganismos anaeróbios que processam a degradação da matéria orgânica bentónica, determinando processos de

sulfuração, desnitrificação e produção de metano, bem como a solubilização do ferro e manganês, face ao normal desenvolvimento, nesta situação, de condições redutoras.

As condições de anaerobiose podem progredir desde as camadas mais profundas da massa de água, junto ao fundo, até camadas situadas a cotas mais elevadas, podendo, em casos extremos, atingir a termoclina. O ritmo ascensional das condições de anaerobiose depende da quantidade de matéria orgânica presente, da temperatura e da estabilidade e duração da estratificação térmica.

Por outro lado, no epilimnion a concentração de oxigénio dissolvido permanece relativamente elevada, devido ao arejamento natural em função do vento, das afluições de caudais fluviais e da fotossíntese desenvolvida pelo fitoplancton. Assim, verifica-se também uma estratificação vertical ao nível da concentração de oxigénio dissolvido na massa de água, com valores elevados, muitas vezes próximos ou mesmo superiores aos teores de saturação, junto à superfície, e com teores muito baixos ou mesmo nulos junto ao fundo. Nestas condições, o maior gradiente vertical da concentração de oxigénio dissolvido ocorre, normalmente, nas imediações da termoclina.

A inversão térmica que ocorre no Outono provoca a mistura completa de toda a massa de água e o respectivo aumento imediato da concentração de oxigénio dissolvido, em termos globais da massa de água, já que, em algumas situações, pode haver zonas em que essa concentração diminui. A actividade anaeróbia reduz-se rapidamente e volta a cingir-se à zona bêntica. O enriquecimento das camadas mais superficiais com nutrientes, que se encontravam bloqueados ao nível das camadas mais profundas, pode determinar o crescimento de fitoplancton, se a quantidade de radiação solar recebida à superfície da água for suficiente para possibilitar esse crescimento.

A referida alternância entre as fases de estratificação térmica e de mistura completa, características, respectivamente, dos períodos mais quentes e mais frios do ano, bem como a correspondente repercussão sobre os perfis verticais de temperatura e de oxigénio dissolvido na massa de água, é ilustrada através da representação esquemática apresentada na Figura 2.2.

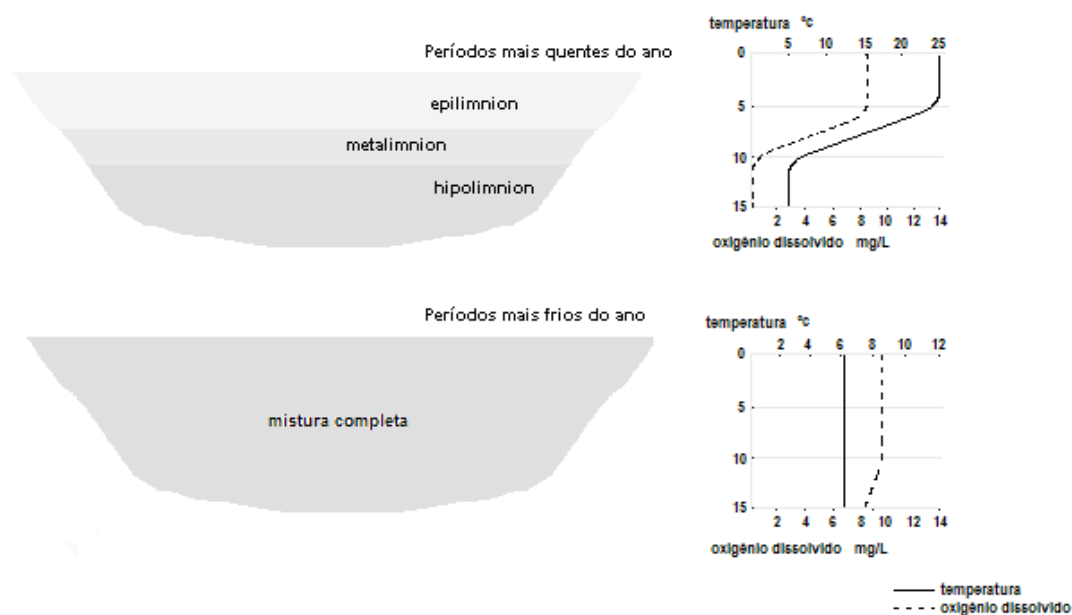


Figura 2.2 - Alternância das fases de estratificação térmica e de mistura completa

### 2.3.5 - Hidrodinâmica

O regime hidrodinâmico dos lagos e albufeiras tem reflexos importantes sobre o estado de qualidade dessas massas de água, em função dos efeitos que determina sobre o seu comportamento. Entre outros factores, esse comportamento é bastante condicionado pelo tempo médio de retenção, definido pela razão entre o volume da massa de água e o caudal médio anual afluente à mesma.

No caso das albufeiras, podem distinguir-se os aproveitamentos a fio-de-água e os aproveitamentos com grande capacidade de regularização. Os primeiros apresentam baixos valores para o tempo médio de retenção, da ordem dos dias ou semanas, enquanto que os segundos têm tempos médios de retenção da ordem dos meses, anos ou mesmo décadas.

Também os órgãos de tomada de água de uma barragem e o regime de exploração do aproveitamento têm influência directa no comportamento hidrodinâmico da correspondente albufeira. Com efeito, quer o regime de lançamento de caudais para jusante, quer o posicionamento das tomadas de água, exercem influência sobre o regime hidrodinâmico de toda a albufeira e, em especial, na vizinhança das tomadas de água.

O vento representa também um importante papel na hidrodinâmica dos lagos e albufeiras e, consequentemente, sobre a qualidade dessas massas de água. A acção do vento sobre a superfície é susceptível de determinar circulação e mistura na massa de água. De entre os vários tipos de movimento que são induzidos pelo vento sobre uma massa de água, podem destacar-se: as correntes de deriva e as oscilações de seiche<sup>1</sup>.

As correntes de deriva induzidas pelo vento resultam do deslocamento de massas de ar sobre a superfície da água, que determinam que a água superficial se desloque no sentido do vento, a uma velocidade de sensivelmente 3% da velocidade do próprio vento. Em resultado dessa corrente de deriva superficial, forma-se uma corrente de retorno abaixo da superfície, com um sentido oposto ao do vento. Em condições de homogeneização da massa de água, a corrente de retorno pode formar-se a qualquer profundidade abaixo da superfície. Pelo contrário, em condições de estratificação, a corrente de retorno só se pode formar no epilimnion (SUNDERAM *et al.*, 1969).

As oscilações de seiche resultam do deslocamento da água no sentido do vento, determinando uma pequena inclinação da superfície livre ao longo da superfície da massa de água. Esta inclinação mantém-se relativamente estável enquanto o vento mantiver o seu sentido, direcção e velocidade. Quando o vento pára a força que mantém a inclinação da superfície livre deixa de se fazer sentir, conduzindo a oscilações da massa de água por acção da gravidade, tendentes a restabelecer o equilíbrio. São essas oscilações que se designam por seiche. Essas oscilações também podem resultar de uma alteração brusca e localizada do campo de pressão atmosférica, em função, por exemplo, da passagem rápida de uma forte depressão.

### **2.3.6 – Outros factores**

Nesta secção pretende-se referir, ainda que de forma muito breve, outros factores que condicionam o comportamento de lagos e albufeiras ao nível da qualidade dessas massas de água. Neste caso, considera-se não apenas processos naturais mas também de origem antropogénica.

---

<sup>1</sup> O termo seiche deriva da palavra francesa “seche”, que significa seco, e foi originalmente utilizada pelo facto de face a esse tipo de movimento oscilatório as margens da massa de água alternarem momentos em que estão “a seco” com outros em que são “inundadas” (GOLDMAN e HORNE, 1983).

Da localização geográfica da massa de água, em função da sua latitude e altitude, dependem, em termos médios de uma escala temporal alargada, um conjunto de parâmetros meteorológicos, com particular destaque para a temperatura e a insolação, que, como atrás se referiu, têm grande influência sobre o comportamento hidrodinâmico da massa de água e, conseqüentemente, sobre a sua qualidade. Por outro lado, é também importante a orientação ou exposição da massa de água aos ventos dominantes, em função da influência que o vento exerce sobre os padrões de circulação e as condições de mistura, nomeadamente ao nível das camadas superficiais.

As características geométricas e fisiográficas da massa de água, como o volume, a área superficial, a profundidade média, a largura média e as curvas características de cotas *versus* volumes armazenados e de cotas *versus* áreas inundadas, têm uma influência importante sobre o comportamento hidrodinâmico e, conseqüentemente, sobre a qualidade dessa massa de água. Adicionalmente, e ao nível da modelação matemática da qualidade da água, a análise das referidas características permite estabelecer uma primeira conceptualização do sistema a modelar, bem como definir se um determinado tipo de modelo será ou não adequado para esse sistema.

A natureza geológica e o tipo de solo do leito dos lagos e albufeiras podem também exercer influência sobre a qualidade dessas massas de água, em função das reacções que se desenvolvem na interface água-solo.

Com efeito, a qualidade da água é susceptível de ser alterada quando em contacto com o solo através de vários processos: decomposição da matéria orgânica em função da actividade microbiana, libertando compostos solúveis e gases, com destaque para o dióxido de carbono, que por sua vez, em função das alterações que determina sobre o pH da água, aumenta a solubilidade de certos resíduos minerais e orgânicos; trocas iónicas que se estabelecem entre colóides argilosos e húmicos do solo e as substâncias dissolvidas na água, que são susceptíveis de alterar a sua composição; e solubilização de substâncias minerais e orgânicas presentes no solo e na vegetação submergida, que pode aumentar o teor em nutrientes e matéria orgânica na massa de água.

Este conjunto de processos verifica-se com especial intensidade durante a fase de primeiro enchimento das albufeiras, em particular quando não se procede a uma correcta remoção da cobertura vegetal dos terrenos a inundar. Felizmente que essa remoção é actualmente uma prática corrente. No entanto, apesar dessa prática, nos primeiros tempos de enchimento das albufeiras é comum verificar-se uma fraca qualidade da água, em resultado

de elevados teores de sólidos em suspensão e de matéria orgânica, com consequências a outros níveis como, por exemplo, em termos da concentração de oxigénio dissolvido.

A correcta gestão integrada dos recursos hídricos na bacia hidrográfica que drena para a massa de água é fundamental para o estado de qualidade da mesma. Com efeito, a existência de fontes poluidoras, de origem tónica ou difusa, cujos efluentes drenem directamente para a massa de água ou que para ela sejam conduzidos pelo escoamento superficial, poderá determinar a degradação da qualidade através do transporte de substâncias poluentes e de nutrientes.

Por outro lado, a utilização dos lagos e albufeiras para actividades de recreio tem vindo a registar uma procura crescente. Esta utilização dessas massas de água poderá determinar um aumento das pressões poluentes sobre as mesmas, pelo que se torna necessário, numa dupla perspectiva de prevenção e precaução, regulamentar esse uso. A esse respeito, e a título de exemplo, pode referir-se o esforço desenvolvido ao nível dos Planos de Ordenamento das Albufeiras da Caniçada e de Castelo de Bode, publicados em 2002 e 2003, respectivamente (RCM 92, 2002; RCM 69, 2003).

Ao nível da gestão de albufeiras existem também um conjunto de medidas que poderão melhorar a qualidade da água, quer da albufeira quer do curso de água a jusante. Embora no Capítulo seguinte do presente trabalho se proceda a uma abordagem mais detalhada desse tipo de medidas, entendeu-se que faria sentido introduzir, nesta secção, uma breve alusão a uma delas – a tomada de água selectiva.

A tomada de água selectiva, possibilitando a captação de água a várias cotas, permite não só fazer face às variações do nível da superfície livre, mas também extrair água de cotas onde esta apresenta melhor qualidade. De facto, durante o período de estratificação térmica, a captação em níveis próximos da superfície permitirá extrair uma água relativamente quente e bem oxigenada, enquanto que a água lançada para jusante através de tomadas profundas será fria, com baixos teores de oxigénio dissolvido, rica em nutrientes e poderá, eventualmente, conter elevadas concentrações de ferro e manganês.





## **CAPÍTULO 3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 – INTRODUÇÃO**

No presente Capítulo, e de acordo com o referido na secção 1.3 da Introdução (Capítulo 1), são apresentados os resultados da revisão bibliográfica efectuada, procurando-se estabelecer a ligação entre o “estado actual dos conhecimentos” e o “estado actual das aplicações” da modelação matemática da qualidade da água em rios e albufeiras.

Contudo, e tendo-se a perfeita noção de que não é possível esgotar essa tarefa, em função da multiplicidade de modelos e das diversas formas de abordagem ao nível da sua aplicação, procurou-se dar particular destaque aos modelos do tipo dos que são utilizados no presente trabalho: modelos unidimensionais (regime permanente) de rios, modelos unidimensionais (de camadas) de albufeiras e modelos bidimensionais (lateralmente homogéneos) de albufeiras.

Por outro lado, entendeu-se que por questões de organização do presente documento seria preferível apresentar no Capítulo 4 a formulação que serve de suporte aos modelos utilizados no estudo desenvolvido, uma vez que é nesse Capítulo que se procede à descrição detalhada dos mesmos.

No presente Capítulo é apresentada, também, uma revisão dos principais efeitos determinados pela construção e exploração de barragens sobre os rios a jusante, com particular destaque relativamente aos efeitos sobre a fauna piscícola, bem como uma breve descrição de algumas medidas (estruturais e não estruturais) de melhoria da qualidade da água, quer nas albufeiras quer nos rios a jusante das mesmas. A opção de referenciar estes aspectos no presente Capítulo, suporta-se no facto de algumas dessas questões serem posteriormente abordadas ao nível da análise dos resultados, pelo que se entendeu que deviam ser igualmente incluídas no âmbito da revisão bibliográfica desenvolvida.

### **3.2 – BREVE RESENHA HISTÓRICA**

Os engenheiros sanitaristas, em função da necessidade de controlar a poluição nas principais origens de água para abastecimento, de forma a assegurar a protecção da saúde pública, estiveram entre os primeiros a analisar quantitativamente as respostas físicas,

químicas e biológicas das massas de água face à afluência de cargas poluentes. Na década de 1920, a “Ohio River Commission” dos Estados Unidos da América iniciou um estudo intensivo sobre as fontes de poluição que afectavam a bacia hidrográfica do rio Ohio e dos seus efeitos sobre a qualidade da água captada para abastecimento doméstico. Deste estudo emergiu um dos primeiros, se não o primeiro, modelo matemático de qualidade da água – a equação de Streeter-Phelps que descreve o balanço de oxigénio dissolvido num rio (STREETER e PHELPS, 1925 *in* ORLOB, 1983).

O posterior desenvolvimento das técnicas computacionais e matemáticas, com destaque para os métodos numéricos, permitiram resolver problemas anteriormente considerados como intratáveis, e tiveram importantes e positivos reflexos sobre a abordagem das questões associadas aos recursos hídricos. Com efeito, no final da década de 1950, foram desenvolvidos métodos para resolver, de forma relativamente expedita, sistemas de equações diferenciais lineares e não lineares, com destaque para o método das diferenças finitas.

Sensivelmente no mesmo período, o aumento das preocupações relativamente à protecção dos recursos hídricos conduziu ao investimento nos sistemas de tratamento de águas residuais. De forma a possibilitar a avaliação dos potenciais benefícios desses investimentos ao nível da resposta quantitativa dos meios hídricos, começaram a ser desenvolvidas ferramentas computacionais para a resolução de problemas tradicionais, como o colocado pela formulação de Streeter-Phelps.

Entre os primeiros modelos resultantes desses esforços encontra-se o “Delaware Estuary Comprehensive Study” (DECS), desenvolvido por Thomann para a “Federal Water Pollution Control Administration” dos Estados Unidos da América (THOMANN, 1963). O modelo DECS constitui uma importante extensão da clássica equação de Streeter-Phelps a um caso em que diversas descargas poluentes são distribuídas ao longo de um estuário relativamente estreito, de secção transversal não uniforme, em que as taxas de biodegradação e de rearejamento variam temporal e espacialmente com as condições hidrodinâmicas.

O modelo DOSAG I, desenvolvido pela “Texas Water Development Board” (TWDB, 1970), resolve o problema da equação de advecção-dispersão para um sistema de cursos de água, constituídos por vários troços, proporcionando flexibilidade em lidar com coeficientes de desoxigenação variáveis.

O modelo QUAL I, desenvolvido para a “Texas Water Development Board” (MASCH *et al.*, 1970), permite a simulação dos valores da temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido e concentração da carência bioquímica de oxigênio em rios, possibilitando ajustes nos valores dos coeficientes do modelo em função da temperatura da água, que são realizados internamente durante a simulação.

Uma versão posterior do mesmo modelo, designada por QUAL II, desenvolvida para a “Environmental Protection Agency” (EPA) dos Estados Unidos da América pela “Water Resources Engineers, Inc.” (WRE, 1973), já dispõe da capacidade de simular sistemas de cursos de água mais complexos e possibilita a avaliação dos efeitos das afluências de nutrientes sobre a concentração de oxigênio dissolvido.

Posteriores evoluções do modelo deram origem à versão QUAL2E-UNCAS (BROWN e BARNWELL, 1987), distribuída pelo “Center for Environmental Research Information” (CERI) da “Environmental Protection Agency” (EPA) dos Estados Unidos da América. Esta versão tem capacidade para simular até quinze parâmetros descritores da qualidade da água, incluindo temperatura, oxigênio dissolvido, carência bioquímica de oxigênio, algas como clorofila-*a*, quatro parâmetros do ciclo do azoto, dois parâmetros do ciclo do fósforo, coliformes, um parâmetro não conservativo arbitrário e três parâmetros conservativos. Adicionalmente, incorpora também algoritmos que permitem desenvolver análises de incerteza relativamente aos resultados do modelo.

Por outro lado, as principais preocupações que inicialmente conduziram à modelação matemática da qualidade da água em albufeiras foram: o efeito das descargas e do lançamento de água a partir das barragens sobre a qualidade da água a jusante; e o processo de enriquecimento em nutrientes dessas massas de água com consequente alteração do seu estado trófico.

Através da aplicação do princípio da conservação da energia, a “Water Resources Engineers, Inc.” (WRE, 1968) e um grupo do “Massachusetts Institute of Technology” (MIT) (HUBER, HARLEMAN e RYAN, 1972), desenvolveram modelos unidimensionais de albufeiras, em que estas massas de água eram conceptualizadas como um sistema constituído por camadas horizontais, de forma a simular a distribuição vertical de energia ao longo de um ciclo anual.

Posteriormente, esses modelos evoluíram de forma a considerarem outros parâmetros de qualidade da água, incluindo o oxigênio dissolvido e a carência bioquímica de oxigênio

(MARKOFSKY e HARLEMAN, 1973), nutrientes e biota (CHEN e ORLOB, 1975), de forma a melhorar a capacidade de simulação relativamente à qualidade da água da própria albufeira, bem como da que é lançada para jusante.

De forma a obter um melhor ajustamento entre os resultados de amostragem e os das simulações, foram sendo introduzidas melhorias adicionais nos modelos, nomeadamente ao nível de uma representação mais realista das afluências e das tomadas de água, bem como de uma formulação mais adequada para descrever as trocas de calor na interface ar-água (TVA, 1972).

O processo de eutrofização de lagos de importante dimensão conduziu a que, a partir do final da década de 1960, investigadores da área da biologia se interessassem pela modelação matemática da qualidade da água de lagos e albufeiras. Inicialmente, foram propostos modelos bastante simples relativamente ao enriquecimento em nutrientes dessas massas de água (VOLLENWEIDER, 1969 *in* ORLOB, 1983).

Nessa altura, os modelos desenvolvidos foram utilizados numa perspectiva de analisar os balanços de nutrientes, em sistemas conceptualizados através da sua divisão em duas camadas (epilimnion e hipolimnion), bem como para explorar as relações causa/efeito entre as afluências de nutrientes e a produtividade primária (IMBODEN, 1974; VOLLENWEIDER, 1975).

Numa actividade, de alguma forma paralela, modelos ecológicos mais sofisticados foram sendo desenvolvidos no âmbito do Programa Biológico Internacional (“International Biological Program”), constituindo um bom exemplo o modelo CLEANER. Inicialmente, estes esforços de modelação concentraram-se na tentativa de descrever correctamente as interacções ecológicas, sendo prestada menos atenção ao comportamento físico da massa de água. Apenas posteriormente foram adaptados para levar em linha de conta processos como a circulação, a mistura e a estratificação térmica da massa de água.

A partir do final da década de 1970, a modelação matemática da qualidade da água atingiu um ponto em que os futuros desenvolvimentos passaram a depender fortemente da disponibilidade de dados de amostragem. Com efeito, passou a ser dada particular importância à utilização dos modelos na perspectiva de uma ferramenta de engenharia, o que obrigou a que fossem calibrados e verificados através de resultados de monitorização, para que, por um lado, pudessem desempenhar um papel de efectivo suporte ao processo

de tomada de decisão e, por outro, fosse possível utilizá-los em outros sistemas diferentes daqueles para os quais foram inicialmente desenvolvidos.

### **3.3 – MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE RIOS**

#### **3.3.1 – Introdução**

Existem muitos tipos diferentes de modelos de qualidade da água de rios. A escolha do modelo apropriado e a recolha dos dados necessários ao seu funcionamento depende, em primeira análise, dos objectivos do estudo a desenvolver. Os estudos de planeamento e gestão de recursos hídricos, a uma escala regional, não requerem o mesmo grau de detalhe que, por exemplo, a avaliação dos efeitos que uma única descarga de águas residuais terá sobre um troço de um determinado curso de água.

Esta é uma das razões que suporta a afirmação de que não existe um único modelo de qualidade da água que seja o mais adequado para todos os objectivos e para todos os sistemas de cursos de água. Deste modo, uma primeira decisão que deve ser tomada, tão cedo quanto possível nos estudos de modelação matemática de qualidade da água, prende-se com a escolha do modelo (ou modelos) mais adequados à realização de um determinado estudo e à concretização dos seus objectivos, garantindo que os recursos disponíveis permitem a sua calibração, verificação e aplicação.

Muitos dos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água são aplicáveis a situações onde se pretende avaliar os efeitos de descargas de origem tónica de águas residuais sobre a qualidade da água do meio receptor. Contudo, só mais recentemente, e talvez em função da resolução gradual de parte dos problemas associados às fontes de origem tónica, é que se passou a dar uma importância crescente à possibilidade de incorporar nos exercícios de modelação da qualidade da água a afluência das cargas poluentes de origem difusa.

Esta incorporação processa-se nalguns casos de forma directa, quando os modelos possuem a capacidade de calcular a afluência à rede hidrográfica de cargas poluentes de origem difusa, ou de forma indirecta, quando a afluência dessas cargas é calculada por outros processos exteriores ao modelo, sendo depois distribuída pelos troços que constituem a representação conceptual do sistema em estudo.

Muitos dos modelos matemáticos de qualidade da água de rios baseiam-se em extensões e desenvolvimentos de duas simples equações inicialmente propostas por Streeter e Phelps em 1925, para simular a concentração da carência bioquímica de oxigênio (CBO), determinada pela biodegradação da matéria orgânica, e a correspondente concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas massas de água (THOMANN, 1972). Muitas vezes utilizadas em conjunto com esta relação CBO-OD, que está na base de muitos modelos de simulação da qualidade da água em rios, aparecem as equações de decaimento de primeira ordem, bem como as que contemplam os processos de diluição e de sedimentação, de forma a incorporar nos modelos a capacidade de proceder à simulação de outros parâmetros conservativos e não conservativos.

Modelos matemáticos de qualidade da água mais complexos, com a capacidade de simularem múltiplos parâmetros descritores da qualidade da água, têm igualmente sido propostos e aplicados para avaliar e analisar as interações físicas, químicas e biológicas de diversos constituintes e organismos presentes nas massas de água naturais. Este tipo de modelos requer um maior número de dados de amostragem para proceder à sua calibração e verificação, bem como um conhecimento mais profundo do funcionamento do sistema em estudo, mas em contrapartida fornecem um conjunto de informação mais detalhada e completa relativamente à qualidade da água desse sistema.

A maioria dos modelos matemáticos de qualidade da água de rios são utilizados para avaliar condições de regime permanente, em que não se verificam variações ao longo do tempo, em cada secção, nem das características do escoamento nem dos parâmetros descritores da qualidade da água. No entanto, também existem modelos que podem ser utilizados para avaliar condições de regime variável. Este segundo tipo de modelos permite a avaliação de fenómenos transitórios, associados, por exemplo, à ocorrência de escoamento de natureza torrencial com implicações na afluência de cargas poluentes de origem difusa, bem como a derrames acidentais de substâncias poluentes.

Os modelos estocásticos, em comparação com os modelos determinísticos, são muito mais exigentes em termos dos dados de entrada necessários ao seu funcionamento. Com efeito, na maioria dos modelos determinísticos podem ser utilizadas estimativas dos valores médios de diversos dados de entrada necessários ao seu funcionamento, enquanto que os modelos estocásticos tomam explicitamente em consideração a aleatoriedade ou incerteza dos diferentes processos físicos, químicos e biológicos. Assim, a verificação dos modelos estocásticos é particularmente difícil, devido à quantidade de dados que é necessária para estabelecer a comparação entre as funções de distribuição das variáveis em jogo, por

oposição ao número de dados necessários para estimar ou calcular o valor expectável ou médio dessas variáveis.

As secções seguintes serão dedicadas a uma breve revisão dos principais tipos de modelos matemáticos de qualidade da água de rios, cingindo-se, no entanto, aos modelos unidimensionais determinísticos. Esses modelos são bastante utilizados em exercícios de gestão e planeamento de sistemas de recursos hídricos, sendo válidos para situações em que se pode assumir que existe mistura completa da massa de água, nas direcções lateral e vertical.

### **3.3.2 – Regime térmico**

A temperatura da água, de acordo com o referido em capítulos anteriores, influencia todas as reacções químicas e biológicas que normalmente se processam no meio aquático, condicionando, de forma directa ou indirecta, todos os outros parâmetros descritores da qualidade da água. Adicionalmente, a temperatura da água exerce também uma importante influência ao nível do ciclo de vida das espécies aquáticas.

Por outro lado, a temperatura da água varia de acordo com o ritmo sazonal e com as flutuações aleatórias determinadas pelas condições meteorológicas que se verificam num determinado período temporal. Em menor escala, depende também das características hidráulicas do escoamento e da temperatura da água das diferentes afluições, sejam estas naturais ou antropogénicas.

A simulação do regime térmico ao longo de um curso de água, através da utilização de modelos unidimensionais, torna necessário assumir a simplificação de que a temperatura do curso de água não apresenta, em cada secção transversal, variações segundo as direcções vertical e lateral. Esta hipótese simplificativa, embora nem sempre se verifique na realidade, normalmente só dá origem a erros significativos em casos excepcionais.

Com efeito, a heterogeneidade da temperatura da água numa secção transversal, quando ocorre, resulta habitualmente das seguintes situações: zonas de águas paradas, zonas onde a altura da coluna de água é significativa, zonas de mistura com águas de afluentes e zonas de mistura com descargas de efluentes. Estas situações têm pouca influência sobre o regime térmico para jusante, nomeadamente quando se está a trabalhar em macroescala, ou seja, considerando cursos de água com um desenvolvimento longitudinal significativo.

Em função da importância que a temperatura da água tem no comportamento das massas de água naturais, são muito poucos os modelos matemáticos de qualidade da água que não consideram explicitamente a simulação deste parâmetro.

Na maioria dos modelos matemáticos de qualidade da água de rios, a simulação da temperatura da água é executada através de um balanço de energia efectuado para cada um dos elementos computacionais que foram definidos na representação conceptual do sistema. Esse balanço de energia considera as entradas e perdas de calor a partir das funções forçadoras do sistema, bem como as trocas de energia através da interface ar-água.

As funções forçadoras incluem as condições de fronteira do sistema, e as afluências e efluências relativas a cada elemento computacional. O processo de cálculo das trocas de energia na interface ar-água foi já referido na secção 2.3.2 do Capítulo 2. É ao nível desse processo de cálculo, e sobretudo do grau de detalhe com que o mesmo é efectuado, que residem as principais diferenças entre os diferentes modelos matemáticos de qualidade da água em rios, no que diz respeito à simulação dos valores da temperatura da água.

### **3.3.3 – Oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio**

Em 1925 Streeter e Phelps, com o seu trabalho pioneiro, desenvolveram o primeiro modelo de qualidade da água com capacidade para descrever as relações CBO-OD num curso de água. Nesse modelo o sistema era considerado na sua forma mais simples, admitindo que o único sumidouro de oxigénio dissolvido é constituído pela biodegradação da matéria orgânica descarregada no rio, sendo esta quantificada em função da concentração da carência bioquímica de oxigénio, e que a única fonte de oxigénio dissolvido corresponde ao rearejamento atmosférico.

O modelo de Streeter-Phelps assume uma descarga de poluição constante, efectuada numa determinada secção do curso de água, que por sua vez possui um caudal constante e uma secção transversal uniforme ao longo de todo o seu percurso. Assume também como uniformes as concentrações da carência bioquímica de oxigénio e de oxigénio dissolvido ao longo das direcções vertical e lateral em cada secção transversal. Adicionalmente, admite que os processos de biodegradação da matéria orgânica e de rearejamento são descritos por reacções de decaimento de primeira ordem, que as taxas de reacção são constantes e que a variação da concentração de oxigénio dissolvido é apenas função do processo de



biodegradação da matéria orgânica e do rearejamento atmosférico, a partir da absorção desse gás através da interface ar-água.

Para além da oxidação microbiana da matéria orgânica e do rearejamento atmosférico existem, nos cursos de água naturais, muitos outros processos que funcionam como fontes e sumidouros de matéria orgânica e de oxigénio. Dobbins (DOBBINS, 1964), foi dos primeiros a enumerar alguns desses processos:

- redução da carência bioquímica de oxigénio através da sedimentação e da adsorção;
- aumento da carência bioquímica de oxigénio através da lavagem dos sedimentos do leito ou através da difusão para a coluna de água a partir da camada bêntica de produtos orgânicos parcialmente decompostos;
- aumento da carência bioquímica de oxigénio ao longo do curso de água através da contribuição de outras fontes tópicas ou difusas;
- diminuição do oxigénio dissolvido através de difusão para a camada bêntica para satisfazer a carência de oxigénio na zona aeróbia desta camada;
- aumento do oxigénio dissolvido através da acção fotossintética do fitoplancton e das plantas aquáticas fixas ao leito;
- diminuição do oxigénio dissolvido através da respiração do fitoplancton e das plantas aquáticas fixas ao leito;
- redistribuição contínua das concentrações da carência bioquímica de oxigénio e de oxigénio dissolvido através do processo de dispersão longitudinal.

Adicionalmente, Frankel e Hansen (FRANKEL e HANSEN, 1968) identificaram outros processos, referindo que estes deveriam igualmente ser tidos em consideração:

- diminuição do oxigénio dissolvido através do seu consumo no processo de nitrificação;
- modificações na configuração do curso de água, susceptíveis de alterar as características da turbulência superficial e, consequentemente, da taxa de transferência de oxigénio a partir da atmosfera;
- efeito da concentração de sólidos suspensos e dissolvidos sobre a taxa de difusão de oxigénio desde a superfície para a massa de água.

Alguns destes processos foram sendo sucessivamente incorporados em novos modelos, que foram surgindo como modificações e extensões do modelo inicialmente proposto por Streeter e Phelps.

### 3.3.4 – Os modelos DOSAG I e QUAL I

O modelo DOSAG I foi desenvolvido pela “Texas Water Development Board” (TWDB, 1970), para simular as variações espaciais e temporais da concentração da carência bioquímica de oxigénio e de oxigénio dissolvido, sob diversas condições de caudal e temperatura da água num rio. O modelo QUAL I foi desenvolvido para a “Texas Water Development Board” (MASCH *et al.*, 1970), com o objectivo de proceder à simulação das variações espaciais e temporais da temperatura da água, bem como da concentração de um parâmetro conservativo, para além da concentração da carência bioquímica de oxigénio e de oxigénio dissolvido.

O objectivo do modelo DOSAG I é prever a concentração da carência bioquímica de oxigénio e o valor mínimo da concentração de oxigénio dissolvido no rio submetido a simulação, bem como estimar o necessário aumento de caudal da circulação natural de forma a que a concentração de oxigénio dissolvido não seja inferior a um determinado valor. A diminuição da concentração da carência bioquímica de oxigénio é expressa através de uma equação de decaimento de primeira ordem, sendo a taxa de decaimento constante para cada um dos troços em que se divide o sistema submetido a simulação.

Uma técnica de resolução do tipo Lagrangiana, na qual o sistema de coordenadas se movimenta associado a uma partícula de água que se desloca de montante para jusante, é utilizada para calcular a concentração de oxigénio dissolvido, resolvendo a correspondente equação. O modelo DOSAG I permite considerar descargas poluentes ou tomadas de água em qualquer localização do sistema submetido a simulação.

Este modelo foi utilizado em diversos casos de estudo, com destaque para a sua aplicação à zona de montante da bacia hidrográfica do rio San Antonio, no Estado do Texas (EUA), ao longo de sensivelmente 200 km de desenvolvimento do curso de água principal, tendo-se obtido um bom ajustamento entre os resultados do modelo e os dados de amostragem, para a concentração de oxigénio dissolvido (ORLOB, 1983).

O modelo QUAL I tem a capacidade de, ao longo de um sistema de cursos de água, calcular a concentração de vários parâmetros descritores da qualidade da água: parâmetros conservativos, carência bioquímica de oxigénio, oxigénio dissolvido e temperatura da água. Adicionalmente, possui ainda as seguintes características:

- os cursos de água pode ser divididos em troços de diferente comprimento e secção transversal, para permitir diferentes graus de resolução, consoante os objectivos do estudo a desenvolver;
- tem a capacidade de calcular as trocas de energia através da interface ar-água e permite ajustes nos valores dos coeficientes do modelo em função da temperatura da água;
- permite a consideração de diversas descargas poluentes e tomadas de água;
- considera o transporte de massa através dos mecanismos de advecção e de dispersão, segundo a direcção principal do escoamento (o eixo longitudinal do curso de água);
- tem a capacidade de determinar o aumento de caudal da circulação natural necessário para que a concentração de oxigénio dissolvido não seja inferior a um determinado valor mínimo;
- a representação funcional e computacional do modelo foram estruturadas de forma a que este pudesse ser aplicado a qualquer sistema de cursos de água, desde que se respeitem as limitações estruturais consideradas no seu desenvolvimento.

À semelhança do descrito relativamente ao modelo DOSAG I, também o modelo QUAL I foi aplicado à zona de montante da bacia hidrográfica do rio San Antonio, no Estado do Texas (EUA), ao longo de sensivelmente 200 km de desenvolvimento do curso de água principal, tendo-se obtido igualmente um bom ajustamento entre os resultados do modelo e os dados de amostragem, para a concentração da carência bioquímica de oxigénio, oxigénio dissolvido, sulfatos, cloretos e sólidos dissolvidos totais (ORLOB, 1983).

### **3.3.5 – Ciclo do azoto**

Em sistemas de cursos de água em que o azoto seja um constituinte importante, o pressuposto da taxa constante de oxidação biológica da matéria orgânica azotada pode não ser apropriado. Com efeito, essa taxa pode variar ao longo do sistema devido à alteração das concentrações dos diversos constituintes do ciclo do azoto, e pelo facto de a cada um desses constituintes corresponderem diferentes valores da taxa de oxidação.

Esta constatação conduziu a que fossem considerados separadamente, tanto ao nível dos dados de entrada dos modelos como dos processos de cálculo dos mesmos, os diferentes compostos azotados, correspondendo-lhes diferentes taxas de reacção, de forma a que o processo de nitrificação pudesse ser descrito de uma forma mais realista.

A consideração deste processo ao nível dos modelos matemáticos de qualidade da água foi inicialmente desenvolvida por O'Connor *et al.* (O'CONNOR, THOMANN e DITORO, 1976), que propuseram um conjunto sequencial de modelos de reacção que permitiram a contabilização de cada um dos componentes do ciclo do azoto envolvidos no processo de nitrificação.

Assim, a diminuição da concentração de oxigénio dissolvido passou a ser função, também, da oxidação do azoto amoniacal e do nitrito. Estes modelos podem ainda considerar os processos de desnitrificação e de interacção com as algas. A desnitrificação inclui a redução de nitrato a nitrito e a conversão de nitrito a azoto sob a forma gasosa. Estas reacções ocorrem em condições de reduzida concentração de oxigénio dissolvido. Adicionalmente, a utilização pelo fitoplankton de azoto amoniacal e de nitrato pode ser também considerada, produzindo azoto orgânico, completando assim uma versão simplificada do ciclo do azoto.

Estes modelos de qualidade da água, que contemplam uma versão simplificada do ciclo do azoto, foram inicialmente aplicados ao estuário do rio Delaware (O'CONNOR, THOMANN e DITORO, 1976), tendo-se verificado um bom ajustamento entre os resultados do modelo e os dados de amostragem, no que se refere ao azoto amoniacal, ao nitrito e ao nitrato, e um ajustamento aceitável em termos de azoto orgânico.

### **3.3.6 – Os modelos QUAL II e QUAL2E**

Durante o final da década de 1970 e o início da década de 1980, verificou-se uma preocupação crescente relativamente aos efeitos de diversos constituintes, com especial destaque para os nutrientes, sobre o ecossistema aquático, nomeadamente ao nível da produtividade primária (CHEN e ORLOB, 1975).

O modelo QUAL II, desenvolvido para a “Environmental Protection Agency” (EPA) dos Estados Unidos da América pela “Water Resources Engineers, Inc.” (WRE, 1973), constitui um bom exemplo, de entre os diversos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água de rios que já incluem esses efeitos. Este modelo permite simular um conjunto alargado de parâmetros descritores da qualidade da água, incluindo substâncias conservativas, biomassa algal como clorofila-a, azoto amoniacal, nitritos, nitratos, ortofosfatos, carência bioquímica de oxigénio, carência de oxigénio dos sedimentos, oxigénio dissolvido e coliformes.

No modelo QUAL II o ciclo do azoto é representado através de equações diferenciais que descrevem o processo de nitrificação, considerando os vários compostos envolvidos nesse processo, enquanto que o ciclo do fósforo é simulado com um grau de detalhe inferior, considerando apenas a interacção do ortofosfato com as algas.

Posteriores evoluções do modelo QUAL II deram origem à versão QUAL2E-UNCAS (BROWN e BARNWELL, 1987), distribuído pelo “Center for Environmental Research Information” (CERI) da “Environmental Protection Agency” (EPA) dos Estados Unidos da América. Entre as primeiras versões do modelo QUAL II e a última versão do QUAL2E-UNCAS<sup>2</sup>, datada de 1987, foram várias as evoluções do modelo, a que corresponderam diferentes versões do mesmo.

De entre estas versões destacam-se: QUAL II/SEMCOG, preparada para o “Southeast Michigan Council of Governments”, pela “Water Resources Engineers, Inc.”; e QUAL II/NCASI, que resultou de uma profunda revisão da versão QUAL II/SEMCOG, desenvolvida pelo “National Council for Air and Stream Improvement” (NCASI, 1982).

São de seguida enumeradas as principais alterações e melhoramentos que a versão QUAL2E-UNCAS incorpora comparativamente à versão QUAL II:

- descrição das interacções entre algas, azoto, fósforo e oxigénio dissolvido;
- taxa de crescimento das algas;
- cálculo da temperatura da água;
- cálculo da concentração de oxigénio dissolvido;
- consideração de constituintes não conservativos arbitrários;
- caracterização hidráulica do escoamento;
- possibilidade de definição de condições de fronteira de jusante;
- modificações ao nível dos dados de entrada e de saída;
- incorporação de uma opção que permite considerar variações dos dados meteorológicos ao longo de cada troço, no caso de simulações em estado estacionário;
- possibilidade de produzir gráficos com os resultados da simulação ao longo do sistema de cursos de água, no que se refere à concentração da carência bioquímica

---

<sup>2</sup> Posteriormente a 1987 o modelo QUAL2E sofreu ainda algumas modificações, essencialmente de forma e não de conteúdo, sendo que a mais relevante foi a sua disponibilização em ambiente Windows®.

- de oxigénio e de oxigénio dissolvido, que podem incluir também a comparação com dados de amostragem;
- capacidade de desenvolver análises de incerteza.

A versão QUAL2E-UNCAS tem capacidade para simular até quinze parâmetros descritores da qualidade da água, incluindo temperatura, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, algas como clorofila-a, quatro parâmetros do ciclo do azoto, dois parâmetros do ciclo do fósforo, coliformes, um parâmetro não conservativo arbitrário e três parâmetros conservativos.

O modelo é aplicável a sistemas dendríticos com boas condições de mistura. Assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, apenas são significativos segundo a direcção principal do escoamento – o eixo longitudinal do curso de água. Permite a consideração de múltiplas descargas de poluição, tomadas de água, tributários e acumulação ou diminuição de caudal ao longo de cada troço do sistema submetido a simulação.

Em termos hidráulicos, o QUAL2E-UNCAS está limitado à simulação de períodos de tempo durante os quais, quer o caudal escoado pela circulação natural quer o caudal descarregado ao nível dos efluentes, possa ser considerado constante em cada secção ao longo do tempo – condições de regime permanente.

Com o QUAL2E-UNCAS podem realizar-se simulações em estado estacionário ou “dinâmicas”. Nesta última situação podem ser estudados os efeitos de variações diurnas dos dados meteorológicos ao nível da qualidade da água, nomeadamente no que respeita à temperatura da água e ao oxigénio dissolvido.

A sub-rotina UNCAS (“UNCertainty AnalySis”) da versão QUAL2E-UNCAS, permite ao utilizador realizar análises de incerteza sobre os dados de entrada, bem como avaliar os correspondentes efeitos sobre os resultados do modelo. Estão disponíveis três opções para desenvolver essas análises de incerteza: análise de sensibilidade; análise de erros de primeira ordem e simulações de Monte Carlo.

Desde as suas primeiras versões que a série de modelos QUAL tem sido, e continua a ser, intensamente utilizada, um pouco por todo o Mundo e com particular destaque nos EUA, para diversos estudos de modelação matemática da qualidade da água de rios. É considerado por muitos autores como um modelo de referência, nomeadamente no que

concerne às suas versões mais recentes, ao nível dos modelos matemáticos determinísticos e unidimensionais de simulação da qualidade da água de rios.

Provavelmente, uma parte substancial do “sucesso” da série de modelos QUAL, deve-se ao facto de serem bastante robustos e à sua natureza generalista, que permite que sejam bastante versáteis, possibilitando a sua aplicação a um grande número de sistemas, desde que sejam respeitadas as limitações estruturais do modelo.

O modelo tem sido muito utilizado em estudos de avaliação do efeito de descargas tóxicas de águas residuais no meio natural e de identificação e quantificação de cargas poluentes de origem difusa afluentes ao sistema, funcionando como uma importante ferramenta de apoio aos processos de planeamento e gestão dos recursos hídricos.

Em Portugal, o modelo QUAL2E também tem sido bastante utilizado, quer ao nível de trabalhos académicos, servindo de suporte à elaboração de várias dissertações de mestrado e de doutoramento, quer ao nível de trabalhos de investigação aplicada. Neste último caso é importante destacar o trabalho desenvolvido para o Instituto da Água (INAG), no âmbito da elaboração do Plano Nacional da Água, pelo Grupo de Disciplinas de Hidráulica do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (INAG, 2001).

No referido trabalho foi aplicado o modelo QUAL2E a diversas bacias hidrográficas em território Nacional (Lima, Cávado, Ave, Douro, Tejo, Sorraia, Sado, Guadiana, Mira e Arade), tendo-se simulado um número considerável de parâmetros de qualidade da água em cada caso (temperatura, sólidos suspensos totais, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, azoto amoniacal, nitritos, nitratos e fosfatos). Obteve-se, na maioria dos casos considerados, bons ajustamentos entre os resultados do modelo e os dados de amostragem disponíveis.

### **3.4 – MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE ALBUFEIRAS**

#### **3.4.1 – Introdução**

A modelação matemática de lagos e albufeiras sofreu um grande impulso no início da década de 1960, em função do interesse crescente em torno das preocupações ambientais e dos problemas relacionados com o controlo da poluição. Entre os problemas mais

evidentes a necessitarem de solução encontravam-se os relacionados com o enriquecimento acelerado em nutrientes dessas massas de água, e o consequente processo de eutrofização das mesmas.

A eutrofização deixou de ser encarada apenas como uma mudança gradual de estado no ciclo biodinâmico das massas de água, para passar a ser sinónimo de um problema sério de degradação da qualidade da água. Foram desenvolvidos esforços para encontrar soluções que conduzissem à redução significativa das afluências de nutrientes aos lagos e albufeiras, embora em muitos casos existissem incertezas relativamente à eficácia dessas medidas, ao nível da resposta das massas de água.

Essas incertezas eram determinadas por lacunas de conhecimento ao nível das interacções entre a hidrodinâmica, a qualidade da água e o comportamento ecológico dos lagos e albufeiras, bem como das suas respostas a determinados estímulos externos. Deste modo, sentiu-se a necessidade de desenvolver esforços em termos de obtenção de dados de campo, cuja disponibilidade estimulou o desenvolvimento de técnicas analíticas, destinadas à previsão das alterações resultantes de diferentes alternativas de gestão dessas massas de água.

Uma dessas técnicas corresponde à modelação matemática unidimensional, com capacidade para prever a evolução do regime térmico ao longo do tempo e da coluna de água de um lago ou de uma albufeira que apresente estratificação térmica. A obtenção de um modelo desse tipo constituiu um passo essencial para suportar a capacidade de descrever o comportamento destes sistemas, em termos das respostas ao nível da qualidade da água.

A modelação matemática de massas de água profundas e estratificadas evoluiu ao longo de duas abordagens diferentes, que gradualmente se foram agregando, tornando possível a capacidade de simular as relações entre a qualidade da água e a ecologia desses sistemas.

Por um lado, tem-se a extensão dos modelos unidimensionais de massas de água estratificadas, do tipo dos desenvolvidos pelo WRE (“Water Resources Engineers”) e pelo MIT (“Massachusetts Institute of Technology”), para incluir o transporte vertical dos parâmetros descritores da qualidade da água. Estes desenvolvimentos são bem representados pelos trabalhos de Chen e Orlob (CHEN e ORLOB, 1968; 1975) e Markofsky e Harleman (MARKOFSKY e HARLEMAN, 1973).



Esta abordagem, baseada nos mecanismos de balanço da energia térmica e no transporte advectivo-difusivo ao longo do eixo vertical de uma massa de água profunda e estratificada, concentrou-se mais na distribuição e no movimento vertical dos parâmetros descritores da qualidade da água, tratando o ecossistema de uma forma agregada, sem considerar divisões por espécies ou estágios de desenvolvimento.

Por outro lado, importa também considerar as actividades de modelação que se debruçaram em primeiro lugar sobre as características do ecossistema e o balanço de nutrientes na massa de água, bem ilustradas pelos modelos de Vollenweider (VOLLENWEIDER, 1969 *in* ORLOB, 1983), bem como pelo trabalho desenvolvido pela equipa de investigadores do Programa Biológico Internacional (“International Biological Program”) (PARK, SCAVIA e CLESCERI, 1974), que se dedicaram ao desenvolvimento de uma série de modelos, iniciada pelo modelo CLEAN, evoluindo para o CLEANER e o MS CLEANER.

Neste caso, a abordagem considerada dirigiu-se no sentido de uma representação mais rigorosa dos processos biológicos, sacrificando uma representação mais realista do sistema no que se refere aos aspectos hidrológicos e, sobretudo, hidrodinâmicos.

As duas abordagens referidas foram-se gradualmente combinando, cada uma delas extraíndo da outra os necessários conhecimentos e capacidades para a obtenção de modelos mais eficazes na descrição do comportamento das massas de água.

### **3.4.2 – Aplicabilidade dos modelos unidimensionais**

Os primeiros estudos limnológicos da estrutura térmica de lagos (HUTCHINSON, 1957), permitiram verificar que durante o período de estratificação térmica, nomeadamente perante a formação de uma termoclina estável, a variação da temperatura da água ao longo de um plano horizontal paralelo à superfície da água era muito reduzida.

Embora em lagos de grande dimensão fosse possível identificar gradientes de temperatura longitudinais e laterais face à presença de fenómenos transitórios, como por exemplo episódios hidrológicos extremos ou ventos muito fortes, verificou-se que esses gradientes eram rapidamente dissipados pelas forças gravitacionais, repondo-se as condições em que as variações dominantes da temperatura da massa de água, durante uma parte significativa do ciclo anual, ocorriam segundo a direcção vertical.

Para lagos de pequena a média dimensão, como regra geral com um desenvolvimento do seu eixo principal inferior a 50 km, a experiência demonstrou que a representação unidimensional da estrutura térmica é satisfatória. As exceções correspondem a massas de água relativamente estreitas e profundas, ou em que a relação entre o volume da massa de água e o volume médio afluente é baixa, como é o caso das albufeiras com um reduzido tempo médio de retenção.

Um critério que pode fornecer alguma orientação relativamente à aplicabilidade da aproximação unidimensional é o que tem por base o cálculo do número de Froude densimétrico (WRE, 1969). O número de Froude densimétrico é um parâmetro adimensional, que relaciona as forças de inércia, representadas por uma velocidade média de escoamento, com as forças gravitacionais que tendem a manter a estabilidade densimétrica. A equação que permite calcular esse parâmetro é apresentada em seguida:

$$Fr = \frac{U}{\left[ \left( \frac{\Delta\rho}{\rho_0} \right) g d \right]^{\frac{1}{2}}} \quad (3.1)$$

em que:

$U = Q / bd$  = velocidade média de escoamento (caudal médio específico)  $[LT^{-1}]$ ;

$Q$  = caudal  $[L^3T^{-1}]$ ;

$b$  = largura média  $[L]$ ;

$d$  = profundidade média  $[L]$ ;

$\Delta\rho$  = diferença da massa específica ao longo da profundidade  $d$   $[ML^{-3}]$ ;

$\rho_0$  = massa específica de referência  $[ML^{-3}]$ ;

$g$  = aceleração da gravidade  $[LT^{-2}]$ .

Se o volume e o comprimento da massa de água forem introduzidos como parâmetros característicos, a equação (3.1) torna-se:

$$Fr = \frac{l}{d} \frac{Q}{V} \left( \frac{\rho_0}{g\beta} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (3.2)$$

em que:

$l$  = comprimento  $[L]$ ;

$V = lbd$  = volume  $[L^3]$ ;

$\beta = \Delta\rho/d = \text{gradiente de densidade [ML}^{-4}\text{]}$ .

Uma outra equação para o cálculo do número de Froude densimétrico é referida por Tucci (TUCCI, 1998):

$$Fr = 0.322 \frac{I Q}{d V} \quad (3.3)$$

Contudo, esta equação, comparada com a equação (3.2), não leva em consideração a possibilidade do gradiente de densidade variar consoante a massa de água em análise e, para a maioria dos casos práticos, fornece valores para o número de Froude densimétrico inferiores aos obtidos através da equação (3.2). Deste modo, e face ao referido, entende-se que para o cálculo do número de Froude densimétrico é preferível utilizar a equação (3.2).

As massas de água profundas e bem estratificadas, sejam lagos ou albufeiras, para as quais os modelos unidimensionais são bem adequados, são aquelas em que se verifica  $Fr < 1/\pi$ . As massas de água com uma fraca estratificação, para as quais é certamente necessária uma representação bidimensional para se descrever a relação entre a densidade e a velocidade, são aquelas em que, normalmente,  $0.1 < Fr < 1.0$ . Finalmente, as massas de água que apresentam mistura completa são aquelas em que  $Fr > 1.0$ .

As massas de água que apresentam uma nítida estratificação ( $Fr < 1/\pi$ ) são bem representadas por modelos unidimensionais, para os quais é consistente com a realidade a hipótese de planos isotérmicos horizontais ao longo de toda a massa de água. Estes casos podem ser tratados como unidimensionais numa perspectiva matemática, estando implícito que a mistura de energia (sob a forma de calor) introduzida num plano horizontal é instantânea e completa, e considerando-se apenas os gradientes que existem no plano vertical.

Os modelos que emergiram a partir destes pressupostos, embora numa primeira análise possam parecer restritivos ou redutores, constituem na realidade uma classe importante de modelos, cobrindo muitas aplicações de interesse prático, e estabelecendo as bases para o desenvolvimento mais aprofundado de modelos ecológicos e de qualidade da água (RODRIGUES, 1992).

### 3.4.3 – Modelos unidimensionais de temperatura

A simulação das variações da temperatura da água com a profundidade, em massas de água que apresentam estratificação térmica, tem sido efectuada com sucesso através da aplicação da equação da advecção-difusão a uma dimensão e da equação da conservação da energia.

No final da década de 1960 e início da década de 1970 foram desenvolvidos dois modelos matemáticos unidimensionais, com estrutura bastante semelhante, tendo sido utilizado, em ambos, o processo de cálculo do balanço energético desenvolvido pela “Tennessee Valley Authority” (TVA, 1972).

Um dos modelos foi desenvolvido pela “Water Resources Engineers, Inc.”, para a simulação das variações da temperatura da água em albufeiras profundas e estratificadas (WRE, 1968). O outro modelo foi desenvolvido pelo “Massachusetts Institute of Technology” (MIT), tendo suportado um conjunto importante de avanços no estudo da modelação matemática da temperatura da água em lagos e albufeiras (HUBER, HARLEMAN e RYAN, 1972). Os resultados obtidos pelos dois modelos são comparáveis, apresentando, normalmente, uma boa concordância com os dados de amostragem disponíveis.

A representação conceptual de uma albufeira profunda e estratificada, em que o sistema é descrito como uma sucessão unidimensional de elementos de volume de água, constituindo camadas de espessura uniforme e isotérmicas, limitadas por planos horizontais e balizadas pelos limites da albufeira, é uma característica comum aos modelos do WRE e do MIT.

Assume-se que todos os fluxos de energia e de massa ocorrem exclusivamente na direcção vertical, atravessando planos horizontais que definem volumes de controlo discretos, que correspondem às referidas camadas. Para cada uma dessas camadas, com uma determinada espessura, normalmente considerada como constante para todas elas, são aplicadas as equações de conservação da massa e da energia.

Na versão inicial do modelo WRE (ORLOB e SELNA, 1968), assumia-se que a entrada das afluições locais, com uma determinada temperatura, se processava ao nível de uma única camada, correspondente à que possui a temperatura igual ou mais próxima da temperatura do caudal afluente. Por outro lado, os caudais efluídos da massa de água eram extraídos a partir das camadas que cobrissem a dimensão vertical da tomada de água.

Numa posterior modificação do modelo, realizada para a “Environmental Protection Agency” dos EUA (NORTON, ROESNER e ORLOB, 1968a), os caudais efluídos eram uniformemente distribuídos numa espessura estimada pelo critério de Deblor (DEBLER, 1959), e em função do número de Froude densimétrico na zona da tomada de água. A análise de sensibilidade efectuada indicou que não se justificava adoptar a distribuição do caudal efluente segundo um padrão de forma gaussiana, face à falta de informação sobre os campos de velocidades na região da tomada de água.

Por outro lado, o modelo do MIT, em contraste com o do WRE, utiliza a relação teórica de Kao (KAO, 1965) para estimar a espessura da camada de efluências, sendo o escoamento distribuído segundo um padrão de forma gaussiana. Os caudais afluentes são também distribuídos segundo um padrão gaussiano, que usa um desvio padrão no campo das velocidades relacionado com características de dimensão linear da distribuição de velocidades afluentes, como a altura de escoamento da linha de água tributária (RODRIGUES, 1992).

O transporte de energia na massa de água processa-se através dos mecanismos de advecção vertical e de difusão efectiva. Esta última corresponde ao conjunto da difusão molecular, da difusão turbulenta e da mistura convectiva. Por seu lado, a difusão turbulenta, que é essencialmente induzida pelo vento e pelo escoamento, constitui, em conjunto com a mistura convectiva, a componente dominante da difusão efectiva no epilimnion da maioria das albufeiras.

Adicionalmente, o facto de se considerar uma representação unidimensional de um sistema que na realidade é tridimensional, conduz à necessidade de adoptar uma representação empírica dos processos que condicionam o transporte de energia na massa de água.

O modelo do WRE utiliza um coeficiente de difusão efectiva, derivado da aplicação da equação de advecção-difusão aos dados observados de temperatura. Esta abordagem foi mais tarde modificada (NORTON, ROESNER e ORLOB, 1968a), para se ter em conta o efeito atenuador da estratificação. Posteriormente, comparando os resultados do modelo com dados de campo, verificou-se que esta modificação não melhorava a calibração do modelo. Assim, nas aplicações práticas utiliza-se normalmente um valor constante para o coeficiente de difusão efectiva, várias ordens de grandeza superior ao coeficiente de difusão molecular, que no processo de calibração do modelo sofre alguns ajustes, de forma a incluir os efeitos de processos naturais e numéricos, estes últimos associados à resolução das equações do modelo.

As limitações mais importantes deste tipo de modelos (WRE e MIT) são atribuídas ao facto de tratarem a massa de água como um sistema unidimensional. Contudo, quando a estratificação é bem marcada e a massa de água profunda e com uma extensão superficial relativamente reduzida, os resultados obtidos são, normalmente, satisfatórios.

De facto, os modelos unidimensionais demonstraram ter a capacidade de descrever as principais características do ciclo térmico anual, incluindo, no caso das massas de água dimicticas, a estratificação de Inverno. Apesar dessas importantes capacidades, estes modelos revelaram algumas dificuldades em simular a mistura convectiva associada ao arrefecimento que ocorre no Outono, conduzindo a que, em muitos casos, os resultados do modelo apontem para a ocorrência desse arrefecimento mais cedo no ano do que o período em que na realidade esse processo se verifica.

Por outro lado, quando não existe estratificação ou quando esta é fraca, a hipótese de homogeneidade horizontal é por vezes bastante distante da realidade, casos em que para descrever correctamente o comportamento do sistema serão necessários modelos bidimensionais, de acordo com o referido na secção 3.4.2 relativamente às condições de aplicabilidade dos modelos unidimensionais.

Uma das tentativas iniciais para simular o ciclo térmico anual de uma massa de água estratificada correspondeu à aplicação de uma das primeiras versões do modelo da WRE à albufeira de Fontana, localizada nos EUA, na área de jurisdição da “Tennessee Valley Authority” (TVA). Os dados de campo, necessários à calibração do modelo, foram obtidos através de uma campanha de amostragem desenvolvida pelo Laboratório de Engenharia da TVA (ORLOB, 1983).

A análise dos resultados demonstrou que o modelo proporcionou uma correcta representação da distribuição da temperatura da água ao longo do ciclo anual, particularmente bem ajustada durante o período de estratificação térmica. O padrão de formação da termoclina foi razoavelmente bem descrito pelo modelo, embora o aquecimento das camadas mais próximas da superfície durante a Primavera se tenha verificado, de acordo com os resultados do modelo, de forma mais lenta do que aquela que na realidade ocorreu.

Também o modelo do MIT foi aplicado à mesma albufeira de Fontana tendo como objectivo, entre outros, analisar a sensibilidade da transferência vertical de energia, durante o desenvolvimento da termoclina, aos valores do coeficiente de difusão. Uma vez que estas

simulações foram desenvolvidas essencialmente para investigar os mecanismos internos de troca de energia, não foram realizadas tentativas de calibração do modelo. Apesar disso, os resultados obtidos demonstraram a capacidade do modelo em representar os processos de transferência de energia num reservatório profundo e estratificado (HARLEMAN e HURLEY, 1976).

A aplicação do modelo da WRE à albufeira Hungry Horse no estado de Montana nos EUA (ORLOB, 1983), demonstrou a capacidade do modelo em representar o regime térmico de uma albufeira fortemente estratificada ( $Fr = 0.0026$ ) e com um epilimnion de reduzida espessura. O ajustamento entre os resultados do modelo e os dados de amostragem foi muito bom, à excepção do facto do modelo prever o arrefecimento de Outono, e a correspondente mistura convectiva, mais cedo no ano do que a sua ocorrência real, ilustrando a já referida dificuldade deste tipo de modelos em simular este processo.

#### **3.4.4 – Modelos unidimensionais de qualidade da água**

Virtualmente, todos os modelos matemáticos de qualidade da água e ecológicos evoluíram a partir da aplicação das leis da conservação da massa e da conservação da energia, complementadas pelos princípios cinéticos com capacidade para descrever as reacções químicas e biológicas que se processam nas massas de água naturais.

Entre os primeiros modelos matemáticos de qualidade da água de lagos e albufeiras encontram-se aqueles que se dedicaram ao problema do balanço de nutrientes, descrevendo a totalidade da massa de água como um reactor de mistura completa, totalmente misturado durante o período de simulação, correspondendo este, muitas vezes, ao ciclo anual completo (VOLLENWEIDER, 1965; 1969 in ORLOB, 1983).

Inicialmente não foi efectuada qualquer tentativa de discretização espacial, e os modelos lidavam frequentemente apenas com um número muito limitado de parâmetros, considerados importantes no processo de eutrofização. Tratava-se, portanto, de modelos a zero dimensões.

Entre os primeiros modelos utilizados para simular o processo de eutrofização de lagos e albufeiras, o que foi proposto por Chen e Orlob (CHEN e ORLOB, 1968) adoptou a analogia do reactor de mistura completa para incluir um conjunto de relações matemáticas interactivas, com capacidade de descrever a produção de algas em função da afluência de

nutrientes. Contudo, este modelo foi proposto na expectativa de que o conjunto de equações de balanço de massa, com possibilidade de serem estendidas a outros parâmetros de qualidade da água, viessem a ser acopladas aos modelos unidimensionais de transporte, do tipo dos que já eram utilizados para simular o comportamento do regime térmico de lagos e albufeiras.

De facto, a partir do momento que os modelos unidimensionais de camadas já estavam operacionais para a resolução do problema de simulação da temperatura da água, seria mais fácil desenvolver a transição para os equivalentes modelos de qualidade da água, incluindo as extensões necessárias para lidar com o clássico problema do balanço carência bioquímica de oxigénio-oxigénio dissolvido (CBO-OD).

Para esta classe de modelos a conceptualização da massa de água é idêntica à considerada nos modelos unidimensionais de temperatura, em que o sistema é descrito como uma sucessão unidimensional de elementos de volume de água, constituindo camadas de espessura uniforme e isotérmicas, limitadas por planos horizontais e balizadas pelos limites da albufeira, e em que cada um desses elementos de volume de água é tratado como um reactor de mistura completa.

Assim, assume-se que as interações físicas, químicas e biológicas se processam em cada um dos elementos de volume de água, e que as trocas ocorrem através das fronteiras desses elementos ou camadas em resultado de vários processos, destacando-se a advecção, a difusão e a sedimentação. Adicionalmente, a concentração dos diferentes parâmetros de qualidade da água e a variação dessa concentração ao longo do tempo é igualmente controlada pelas correspondentes fontes e sumidouros, descritas pelos princípios cinéticos que devem ser definidos em termos de espaço e tempo.

A formulação matemática deste tipo de modelos baseia-se no facto da dinâmica de cada parâmetro se poder expressar através dos princípios de conservação da massa e da energia, usados para derivar a equação diferencial que permite simular a temperatura e a concentração dos diferentes constituintes. Essa equação, utilizada na simulação da temperatura e dos constituintes associados à massa de água e por ela transportados, é apresentada em seguida:

$$V\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right) = \Delta z Q_z \left(\frac{\partial C}{\partial z}\right) + \Delta z A_z D_c \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right) + Q_i C_i - Q_o C \pm VS \quad (3.4)$$



em que:

$C$  – temperatura ou concentração de qualquer constituinte, em unidades apropriadas;

$V$  – volume de cada elemento do sistema [ $L^3$ ];

$t$  – coordenada temporal [ $T$ ];

$z$  – coordenada espacial (vertical) [ $L$ ];

$Q_z$  – advecção vertical [ $L^3T^{-1}$ ];

$A_z$  – área superficial de cada elemento do sistema, normal à direcção do fluxo [ $L^2$ ];

$D_c$  – coeficiente de difusão efectiva [ $L^2T^{-1}$ ];

$Q_i$  – caudal lateral entrado em cada elemento [ $L^3T^{-1}$ ];

$C_i$  – fluxo de energia térmica ou de concentração de qualquer constituinte, em unidades apropriadas;

$Q_0$  – caudal lateral saído de cada elemento [ $L^3T^{-1}$ ];

$S$  – todas as fontes e sumidouros, em unidades apropriadas.

Tal como nos modelos unidimensionais de temperatura todos os elementos de volume de água são espacialmente ligados entre si, de acordo com as regras geométricas que permitem conceptualizar o sistema, constituindo uma representação contínua da massa de água.

Nos parágrafos seguintes desta secção são referidos, ainda que de forma muito breve, os principais modelos que foram definidos e desenvolvidos de acordo com a abordagem atrás referenciada.

O modelo do WRE foi inicialmente adaptado para descrever o comportamento de parâmetros conservativos de qualidade da água no lago Washington, para várias estratégias de gestão (NORTON, 1968b). Posteriormente, este modelo serviu de base para o desenvolvimento de um modelo ecológico e de qualidade da água mais completo, destinado a simular as variações temporais e espaciais de substâncias bióticas e abióticas numa albufeira eutrofizada (CHEN e ORLOB, 1972; 1975), dando origem ao modelo LAKECO. Seguindo o mesmo tipo de abordagem considerada ao nível do modelo unidimensional de temperatura, as equações de conservação da massa foram escritas para cada parâmetro individual, sendo os sistemas de equações resultantes resolvidos implicitamente.

O modelo LAKECO foi utilizado em diversos sistemas para efectuar simulações da qualidade da água dos mesmos. De entre esses sistemas pode-se destacar o lago Washington nos EUA (CHEN e ORLOB, 1975), em que o modelo demonstrou ter capacidade para simular satisfatoriamente as variações da concentração de oxigénio

dissolvido ao longo da coluna de água e do ciclo anual, embora certos pormenores, como os gradientes mais acentuados revelados ao nível dos dados de amostragem, não fossem reproduzidos com o desejável grau de detalhe. Os níveis de crescimento e de abundância de fitoplankton, igualmente simulados pelo modelo tomando como indicador a concentração de clorofila-a, foram representados de forma satisfatória, apesar de durante o Outono a biomassa algal observada ser bastante superior aos valores previstos ao nível das simulações efectuadas.

O grupo de trabalho do MIT desenvolveu o seu modelo unidimensional de temperatura numa perspectiva semelhante, de forma a incorporar um conjunto de parâmetros de qualidade da água. Estes melhoramentos foram sendo introduzidos por etapas, iniciando-se com a inclusão da relação CBO-OD (MARKOFFSKY e HARLEMAN, 1973). Este modelo foi aplicado a diversos sistemas, com destaque para a albufeira de Fontana nos EUA, tendo evidenciado importantes capacidades, nomeadamente ao nível da simulação da concentração de oxigénio dissolvido.

Em 1976 Baca e Arnett (BACA e ARNETT, 1976) apresentaram um melhoramento da técnica de solução para os modelos unidimensionais de qualidade da água de lagos e albufeiras, através da consideração do método dos elementos finitos. O modelo resultante possuía a maior parte das capacidades do modelo LAKECO, mas apresentava a vantagem de minimizar os problemas associados à difusão numérica, instabilidade e adaptação a gradientes mais acentuados.

Posteriormente, e com uma abordagem de modelação diferente, surge o modelo lagrangiano de Imberger (IMBERGER *et al.*, 1978), baseado na aplicação de balanços de energia cinética turbulenta num sistema lagrangiano unidimensional, permitindo a simulação simultânea das distribuições de temperatura e de salinidade em reservatórios de água de pequena ou média dimensão.

Em 1980 Imberger apresenta o modelo dinâmico unidimensional DYRESM ("DYnamic REServoir Model") (IMBERGER *et al.*, 1981). Este modelo possui apenas um coeficiente de calibração, que não varia de forma significativa de uma massa de água para outra. Aparentemente, o modelo representa bem as variações da temperatura e da salinidade ao longo da coluna de água e do tempo, de acordo com os resultados do estudo realizado no reservatório de Wellington durante os anos de 1975 e 1976 (IMBERGER *et al.*, 1981).

O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems) foi desenvolvido para o HEC (Hydrologic Engineering Center do United States Army Corps of Engineers). Este desenvolvimento foi conduzido pela “Water Resources Engineers” (WRE), através da combinação do seu modelo unidimensional de qualidade da água de lagos e albufeiras (CHEN e ORLOB, 1972) com um modelo unidimensional de simulação da qualidade da água de rios, desenvolvido por Norton (NORTON, 1972), de forma a que se obtivesse um modelo com a capacidade de simular a qualidade da água quer em albufeiras quer em rios, e com o objectivo de o aplicar à bacia hidrográfica do rio Trinity no Texas (KING, 1973).

A primeira versão deste modelo data de 1974 (HEC, 1974), tendo posteriormente sofrido diversas evoluções até se atingir a versão que actualmente ainda está em uso, e que data de 1978 (HEC, 1978).

Considerando o módulo correspondente à modelação da qualidade da água em albufeiras, verifica-se que se trata de um modelo unidimensional de camadas, lateralmente e longitudinalmente homogéneo, adequado ao estudo de albufeiras relativamente profundas, que apresentem uma forte estratificação térmica e tempos de residência relativamente elevados.

Permite a consideração de aflúências ou descargas a qualquer profundidade, resultando no transporte vertical de massas de água entre os diferentes elementos do sistema. O balanço hídrico global tem em conta as variações da cota da superfície livre, em função do volume de água armazenado e das contribuições das aflúências, das descargas, da precipitação e da evaporação. Trata-se de um modelo bastante versátil e robusto, que possibilita a simulação de um grande número de parâmetros de qualidade da água.

O modelo WQRRS tem sido, e continua a ser, aplicado em múltiplos casos de estudo, tanto em Portugal como noutros países, nomeadamente ao nível da simulação da qualidade da água de albufeiras.

No que se refere às aplicações deste modelo em Portugal, importa destacar os trabalhos relativos às albufeiras da Bemposta, Vilar e Torrão na bacia hidrográfica do rio Douro (RODRIGUES, 1992), bem como na albufeira do Cabril na bacia hidrográfica do rio Tejo (SILVA, QUADRADO e RODRIGUES, 1994). Mais recentemente, foi desenvolvido pelo Grupo de Disciplinas de Hidráulica do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, um estudo de modelação matemática da qualidade da água das albufeiras de Castelo de Bode, Odeleite,

Beliche, Roxo e Alvito, utilizando o modelo WQRRS. Este estudo foi preparado para o Instituto da Água (INAG), no âmbito da elaboração do Plano Nacional da Água (INAG, 2000).

Em qualquer destes estudos, e de uma forma geral, o modelo WQRRS demonstrou capacidade de simular correctamente o comportamento das diferentes albufeiras, tendo-se obtido bons ajustamentos entre os resultados do modelo e os dados de amostragem disponíveis, com destaque para os valores da temperatura e da concentração de oxigénio dissolvido ao longo da coluna de água e do ciclo anual.

O modelo CE-QUAL-R1, desenvolvido pelo “Environmental Laboratory” da “Waterways Experiment Station” do “US Army Corps of Engineers”, permite descrever a distribuição vertical da energia térmica e de parâmetros químicos e biológicos de qualidade da água de um lago ou de uma albufeira ao longo do tempo. Este modelo destina-se ao estudo da qualidade da água antes e depois da construção de uma barragem, e da criação da correspondente albufeira, bem como à avaliação dos efeitos decorrentes da exploração da mesma. Adicionalmente, o modelo incorpora a capacidade de descrever os problemas de qualidade da água associados aos processos de eutrofização e de desenvolvimento de condições de anaerobiose (RODRIGUES, 1992).

### **3.5 – MODELOS BIDIMENSIONAIS E TRIDIMENSIONAIS DE ALBUFEIRAS**

#### **3.5.1 – Introdução**

O conhecimento dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos lagos e nas albufeiras é importante para a compreensão de diversos fenómenos, tais como:

- os mecanismos de transporte de vários compostos, nomeadamente nutrientes e poluentes;
- a distribuição da temperatura nessas massas de água;
- a dinâmica populacional e o transporte das várias formas planctónicas;
- a distribuição da concentração dos diferentes parâmetros descritores da qualidade da água.

Não existe nenhum modelo com um grau de detalhe suficiente para descrever, de forma completa, o comportamento físico e bioquímico dos lagos e albufeiras, na medida em que têm sempre que ser introduzidas simplificações de modo a formular modelos para os quais

seja possível obter soluções, o que determina que o protótipo seja sempre representado através de aproximações, mais ou menos bem sucedidas, da realidade.

De acordo com o referido nas secções anteriores, os modelos unidimensionais de qualidade da água de lagos e albufeiras têm a capacidade de funcionar como úteis ferramentas de avaliação e simulação da qualidade da água, em sistemas para os quais sejam válidas as suas condições de aplicabilidade.

No entanto, esse tipo de modelos destina-se “apenas” à representação das condições médias que se verificam em cada uma das camadas horizontais, completamente misturadas, que correspondem à representação conceptual do sistema. Assim, quando não se verificam as condições de aplicabilidade deste tipo de modelos, ou quando se pretende uma discretização ao nível dos resultados do modelo que vai para além do que se passa ao longo do eixo vertical, torna-se necessário recorrer a modelos mais complexos, que normalmente requerem uma conceptualização multidimensional.

### **3.5.2 – Principais tipos de modelos**

A circulação da água em lagos e albufeiras é, em larga medida, determinada pela acção do vento sobre a superfície da água. Por outro lado, as diferenças de peso específico da água, em parte função das diferenças de temperatura, produzem efeitos hidrodinâmicos adicionais, traduzidos por correntes de densidade. Simultaneamente, os gradientes de densidade vão afectar os padrões de circulação na massa de água, desempenhando um importante papel ao nível do processo de estratificação da mesma.

A geometria do lago ou da albufeira tem também uma influência significativa sobre a circulação na massa de água que, sendo condicionada por diferentes factores, torna-se bastante complexa e inclui diversos tipos de movimento, associados a diferentes escalas espaciais e temporais.

Os fundamentos para o desenvolvimento de modelos de escoamento de fluidos encontram suporte nas equações de Navier-Stokes. Estas equações, que estabelecem as leis de conservação da quantidade de movimento, da energia e da massa, aplicadas a um fluido em movimento, continuam sem uma solução formal e geral na mecânica clássica, embora tenham sido desenvolvidos métodos, incluindo métodos numéricos, para se obterem soluções práticas adequadas a diferentes casos específicos.

Com base nos pressupostos e nas simplificações assumidas, os modelos de circulação podem ser classificados nos seguintes grupos:

- modelos de circulação a duas dimensões, verticalmente homogêneos;
- modelos de multicamadas;
- modelos bidimensionais estratificados, lateralmente homogêneos;

Adicionalmente, haverá ainda a considerar os modelos bidimensionais e tridimensionais de qualidade da água, cujo desenvolvimento se suporta nos diferentes tipos de modelos de circulação atrás referidos.

#### 3.5.2.1 – Modelos de circulação a duas dimensões

Os modelos de circulação a duas dimensões e de uma única camada são obtidos através da homogeneização das equações tridimensionais ao longo da profundidade, definindo condições de fronteira para a superfície e para o fundo. O resultado desta abordagem corresponde a um conjunto de equações bidimensionais que são relativamente fáceis de analisar, comparativamente às correspondentes equações a três dimensões.

A principal limitação deste tipo de modelos, verticalmente homogêneos, corresponde ao facto de não fornecerem informação segundo o eixo vertical, uma vez que não consideram os efeitos das variações de velocidade e de densidade ao longo desse eixo, embora esses efeitos sejam frequentemente necessários para a compreensão completa das características do escoamento, para uma descrição eficaz de diferentes processos e ao nível de diversas aplicações.

Apesar disso, este tipo de modelos bidimensionais podem ser extremamente úteis no estudo de massas de água pouco profundas, para além de constituírem a base de desenvolvimento dos modelos de múltiplas camadas.

Este tipo de formulação foi originalmente desenvolvida sobre a teoria das ondas longas e a hidrodinâmica dos escoamentos com superfície livre (ORLOB, 1983). Na sua forma mais simples, com a consideração de uma única camada, este tipo de modelos foram aplicados para simular a agitação devida a tempestades nos Grandes Lagos da América do Norte (PLATZMAN, 1963), bem como em zonas costeiras de reduzida profundidade (HANSEN, 1962 e REID e BODINE, 1968). Com estas aplicações, verificou-se que os modelos deste

tipo permitem a descrição aproximada da circulação induzida por ventos e diferenças de pressão atmosférica, associadas à ocorrência de tempestades.

Excelentes revisões da literatura sobre a modelação da circulação em lagos, devida ao vento, são apresentadas em SIMONS, 1973 e CHENG *et al.*, 1976. Estes trabalhos demonstram que existe uma boa capacidade de modelação bidimensional de massas de água verticalmente homogéneas (RODRIGUES, 1992). Adicionalmente, outros exemplos de simulações da circulação em sistemas de reduzida profundidade podem ser encontrados ao nível dos modelos desenvolvidos para estuários com mistura vertical, tais como os descritos em LEENDERTSE, 1967; MASCH *et al.*, 1969; e CODELL, 1973.

Este tipo de modelos, bidimensionais e verticalmente homogéneos, permitem uma boa representação do campo de velocidades e dos níveis da superfície livre, em condições de grande variabilidade temporal relacionadas com o vento, marés ou fluxos hidrológicos. Normalmente, estes modelos utilizam como representação conceptual uma malha ortogonal de cálculo, usando o método das diferenças finitas centradas no espaço como técnica de solução.

Os modelos bidimensionais e verticalmente homogéneos resolvidos pelo método das diferenças finitas têm sido aplicados com sucesso a lagos pouco profundos, como o lago Erie, evidenciando uma boa capacidade para produzir informação em termos da velocidade do escoamento e da variação da cota da superfície livre, sendo essa informação suficiente para que lhes sejam acoplados modelos de qualidade da água. De entre as utilizações deste tipo de modelos em Portugal, importa destacar a sua aplicação ao estuário do rio Tejo (RODRIGUES, 1982 e 1987), bem como à albufeira de Crestuma/Lever, no rio Douro, para estudar o efeito das descargas térmicas da central termoeléctrica da Tapada do Outeiro (RODRIGUES, 1991 e 1992).

Uma limitação das formulações de diferenças finitas tem sido a necessidade de se adaptar as condições topográficas reais a uma representação conceptual através de uma malha ortogonal. Esta limitação tem sido ultrapassada através da utilização do método dos elementos finitos, em que os elementos podem variar de tamanho e de forma para representar com maior detalhe as fronteiras irregulares e as particularidades topográficas do sistema.

Vários exemplos de utilização, com bons resultados, de um modelo bidimensional de elementos finitos, incluindo os do lago Erie e da albufeira de San Luis na Califórnia são

citados por Cheng (CHENG *et al.*, 1976), Liggett (LIGGETT, 1969) e Gallagher (GALLAGHER, 1975), que exploraram este método dos elementos finitos nos estudos de circulação em lagos de pouca profundidade com altura de água variável.

Norton (NORTON *et al.*, 1973) e King (KING *et al.*, 1975), no seguimento dos seus estudo de escoamentos estratificados em albufeiras profundas, também desenvolveram um modelo de elementos finitos para sistemas pouco profundos com mistura vertical, que foi aplicado com sucesso num grande número de casos, com destaque para a simulação dos padrões de escoamento na albufeira Kentucky, no sistema da “Tennessee Valey Authority”, nas zonas marginais do Western Lake, em Michigan, e na baía de São Francisco, na Califórnia.

#### 3.5.2.2 – Modelos de multicamadas

O peso específico da água é função da temperatura, do teor de sais e da concentração em sólidos suspensos totais. A estratificação devida à variação do peso específico da água, que na maior parte dos lagos e albufeiras é devida à variação da temperatura ao longo da coluna de água (estratificação térmica), determina a necessidade de um maior rigor na representação matemática dos processos hidrodinâmicos característicos dessas massas de água.

Os lagos e albufeiras relativamente pequenos e que apresentam uma estratificação térmica bem marcada, são normalmente bem descritos através dos modelos unidimensionais lateralmente e longitudinalmente homogêneos, abordados na secção 3.4. Contudo, quando a massa de água é extensa e estreita, ou quando a estratificação é afectada de forma significativa pela quantidade de movimento associada à afluência de importantes valores de caudal, a aproximação unidimensional pode não ser suficiente. Com efeito, podem existir falhas ao nível da descrição dos percursos do escoamento e, conseqüentemente, do transporte dos constituintes descritores da qualidade da água, bem como a própria resolução temporal poderá não ser suficiente para possibilitar a descrição adequada das reacções e interacções bio-cinéticas (RODRIGUES, 1992).

No caso de massas de água pouco profundas, em que seja válida a aproximação da homogeneidade vertical, a descrição do campo de correntes e do transporte de massa poderá ser bem conseguida através dos modelos bidimensionais verticalmente homogêneos.



Contudo, mesmo as massas de água pouco profundas podem exigir uma resolução vertical, nomeadamente ao nível da descrição dos ciclos biológicos que se processam à superfície, e que são fortemente dependentes da radiação solar que atravessa a interface ar-água, bem como no que se refere aos processos bênticos que se desenvolvem na extremidade inferior da massa de água, ao nível da interface água-solo. Nesta perspectiva, as variações das concentrações de certos parâmetros ao longo da direcção vertical poderão ser determinantes, exigindo a descrição dos mecanismos de transporte segundo o eixo vertical, situação que não é contemplada pelos modelos bidimensionais verticalmente homogêneos de uma única camada.

Assim, com a necessidade de tomar em consideração os processos que se desenvolvem ao longo do eixo vertical, surgem os modelos de camadas múltiplas, em que a hidrodinâmica do escoamento termicamente estratificado é tomada em consideração. Neste tipo de modelos a massa de água é representada por camadas, em cada uma das quais a densidade se assume como constante, sendo úteis em situações de forte estratificação com reduzida mistura entre as diferentes camadas.

Estes modelos foram desenvolvidos e aplicados, entre outros, por Simons (SIMONS, 1973 e 1977) e Cheng (CHENG *et al.*, 1976). Uma subclasse de modelos de camadas múltiplas, designada por Cheng por Tipo I, corresponde aos que dividem a massa de água em camadas cujas posições são fixadas verticalmente. Por outro lado, os modelos de múltiplas camadas do Tipo II são os que possuem camadas de espessura variável, sendo a densidade constante dentro de cada camada.

Os modelos de múltiplas camadas do Tipo I dividem a massa de água, tridimensional, em células limitadas por uma grelha ortogonal e camadas de espessura fixa, excepto para a camada mais superficial, em que se admite a variação da cota da superfície livre de acordo com as equações de balanço. A formulação destes modelos considera equações do movimento a duas dimensões, no plano horizontal, e equações da continuidade e da conservação da energia a três dimensões. Os escoamentos verticais são calculados pela equação da continuidade (RODRIGUES, 1992).

Este tipo de modelo foi aplicado por Simons aos Grandes Lagos, tendo adaptado para o seu desenvolvimento os conceitos de modelação usados na representação tridimensional da circulação atmosférica (SIMONS, 1973). Posteriormente, Simons aplicou uma evolução do modelo anterior desenvolvido para os Grandes Lagos ao lago Vanern na Suécia (SIMONS

*et al.*, 1977), um lago com cerca de 150 km de comprimento por sensivelmente 100 km de largura, e com uma profundidade máxima da ordem dos 100 m.

Os testes de calibração e de verificação através de dados de campo demonstraram que estes modelos simularam bastante bem os padrões de circulação induzida pelo vento, afectada pelas variações da temperatura e pelas forças de Coriolis. A verificação feita para o estudo desenvolvido para o lago Vanern foi efectuada para duas situações distintas. Uma em que o lago se encontrava essencialmente homogéneo, e outra em que a situação era de estratificação térmica.

Os resultados do estudo demonstraram, de acordo com o já referido, as capacidades do modelo para descrever correctamente as principais características da circulação e das flutuações da cota da superfície livre induzidas pelo vento. Por outro lado, os testes de sensibilidade efectuados permitiram verificar que as tentativas para melhorar os resultados do modelo através do aumento da sua resolução - grelha de cálculo mais apertada, maior número de camadas, redução no intervalo de tempo de cálculo - conduziram a uma melhoria pouco significativa desses resultados.

Posteriormente a estas aplicações, muitos outros modelos tridimensionais de circulação têm sido desenvolvidos. No entanto, na maioria dos casos, os princípios conceptuais e a perspectiva de abordagem têm sido semelhantes aos propostos nos modelos desenvolvidos por Simons, verificando-se as principais diferenças ao nível das metodologias utilizadas para obter as soluções numéricas das diferentes equações.

Atendendo ao descrito no parágrafo anterior e, sobretudo, ao facto deste tipo de modelos não ser utilizado no desenvolvimento do presente trabalho, entendeu-se, de acordo com o já referido na Introdução do presente Capítulo (secção 3.1), que não se justificava insistir na análise deste tipo de modelos.

#### 3.5.2.3 – Modelos bidimensionais estratificados

Um grupo especial de modelos para albufeiras que apresentam estratificação térmica são os que tem como objectivo específico o estudo dos mecanismos do escoamento estratificado. Estes modelos tendem a ser bidimensionais no plano vertical e lateralmente homogéneos. Se a dimensão lateral da massa de água é suficientemente pequena quando comparada

com a dimensão longitudinal, o sistema poderá, em princípio, ser descrito através de uma abordagem de modelação bidimensional.

Este tipo de modelos podem ser aplicados em albufeiras que apresentam escoamento significativo ao longo do seu eixo longitudinal, mas são bastante menos utilizados em lagos. Um outro campo possível de aplicação deste tipo de modelos, embora menos utilizado comparativamente às albufeiras, é o da hidrodinâmica estuarina.

Em albufeiras que apresentam um valor relativamente alto da relação entre o caudal médio afluído e o volume armazenado, sobretudo se se verificar um valor elevado da relação entre o seu comprimento e a sua largura, a quantidade de movimento e a turbulência induzida pelas afluências tendem a ser dominantes nas camadas mais próximas da superfície, enquanto que nas camadas mais profundas a estratificação térmica e a termoclina podem influenciar o escoamento, com maior ou menor intensidade, dependendo do grau de estratificação da massa de água.

Com efeito, os campos de corrente junto às tomadas de água são afectados pelo grau de estratificação na proximidade dessas tomadas, podendo influenciar as condições de escoamento ao longo de toda a albufeira. O padrão de escoamento é em larga medida determinado pela distribuição da temperatura na massa de água, condicionando a distribuição espacial e temporal de outras características da mesma, nomeadamente ao nível da variação da concentração dos parâmetros descritores da sua qualidade.

Deste modo, se a dimensão lateral da albufeira é suficientemente pequena, de forma a que os gradientes laterais se possam desprezar, então o sistema pode ser descrito através de uma abordagem bidimensional. Assim, o problema é reduzido a duas dimensões e à consideração dos factores que condicionam a distribuição da densidade da massa de água e, conseqüentemente, o comportamento hidrodinâmico da mesma.

Um exemplo típico de um sistema com este tipo de comportamento é o da albufeira designada por Lake Roosevelt, no estado de Washington (EUA) (ORLOB, 1983 e RODRIGUES, 1992). Nesta massa de água a Primavera corresponde a um período de grande afluência de caudais, em resultado do degelo da neve acumulada nas cotas mais elevadas da bacia hidrográfica, e simultaneamente de grande exposição à radiação solar. Desta situação resulta um acentuado gradiente longitudinal de temperatura, devido à afluência de caudais com temperaturas relativamente baixas, e a uma forte estratificação

vertical em função do aquecimento das camadas superficiais da albufeira, em resultado da elevada radiação solar que atravessa a interface ar-água.

Deste modo, formam-se as designadas “isotérmicas inclinadas” (“tilted isotherms”), que correspondem a planos de igual temperatura, inclinados para jusante, no sentido dominante do escoamento.

Em 1970, o “US Army Corps of Engineers”, iniciou a análise do comportamento da albufeira de Lower Granite, localizada no rio Snake, no estado de Idaho, no Noroeste dos Estados Unidos da América. A “Water Resources Engineers, Inc.” foi incumbida da realização dessa análise tendo desenvolvido dois modelos: um para descrever o escoamento bidimensional em sistemas pouco profundos, com boa mistura e verticalmente homogéneos, destinado ao estudo da zona de montante do regolfo da albufeira; e outro para analisar sistemas estratificados, destinado à descrição do corpo principal da massa de água, em que se considerou um modelo bidimensional lateralmente homogéneo, recorrendo-se ao método dos elementos finitos como esquema numérico de solução (KING *et al.*, 1975). O modelo bidimensional lateralmente homogéneo foi aplicado com sucesso à albufeira de Lower Granite (NORTON *et al.*, 1973).

Posteriormente, o mesmo “US Army Corps of Engineers” patrocinou um projecto para o desenvolvimento de um modelo destinado à resolução da mesma classe de problemas, ou seja, escoamentos estratificados em albufeiras extensas e estreitas, que podem ser consideradas lateralmente homogéneas (EDINGER e BUCHAK, 1975). O modelo resultante desse projecto, desenvolvido por Edinger e Buchak, foi designado por LARM (“Laterally Averaged Reservoir Model”).

A primeira versão do modelo LARM só permitia a modelação do ramo principal da massa de água, obrigando a que outros ramos fossem tratados como tributários. Subsequentes modificações do modelo, para permitir a modelação de um ramo principal e de múltiplos afluentes a esse ramo principal, deram origem ao modelo GLVHT (“Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model”), também conhecido por LARM2.

#### 3.5.2.4 – Modelos bidimensionais e tridimensionais de qualidade da água

Nos modelos unidimensionais de massas de água estratificadas a hidrodinâmica do sistema é tratada de uma forma bastante simplificada, de acordo com o referido ao nível da secção 3.4, anteriormente apresentada.

No caso de massas de água profundas e que apresentam variação do peso específico da água ao longo do eixo vertical, em função das diferenças de temperatura que determinam uma estável estratificação térmica, a aproximação unidimensional provou a sua validade, traduzida pelos bons ajustamentos que em muitos casos são conseguidos entre os resultados dos modelos e os dados de amostragem, nomeadamente no que se refere à simulação do ciclo anual da temperatura dessas massas de água (e. g. WRE, 1968; HUBER, HARLEMAN e RYAN, 1972; Rodrigues, 1992).

No entanto, a extensão da equação da advecção-difusão a outros parâmetros de qualidade para além da temperatura da água, nomeadamente se se tratar de descritores não conservativos, como é o caso do oxigénio dissolvido, da carência bioquímica de oxigénio e dos nutrientes, cuja distribuição na massa de água não depende apenas dos mecanismos que controlam a temperatura, pode colocar em causa a adequabilidade da simplificação unidimensional. Esta preocupação é particularmente evidente no caso de massas de água extensas e estreitas, ou largas e pouco profundas, em que o transporte ao longo do plano horizontal não é instantâneo, ao contrário do que é assumido nos modelos unidimensionais, sendo em larga medida regulado pelo regime de escoamento (RODRIGUES, 1992).

O referido no parágrafo anterior não significa que os modelos unidimensionais de albufeiras não tenham capacidade para simular a qualidade dessas massas de água, desde que as suas condições de aplicabilidade sejam respeitadas, como é demonstrado ao nível dos resultados obtidos em diversos estudos científicos e técnicos (e. g. RODRIGUES, 1992; INAG, 2000). Contudo, por um lado, as condições de alguns sistemas que determinam a inaplicabilidade dos modelos unidimensionais e, por outro, a necessidade de nalguns casos descrever com maior rigor os mecanismos de transporte na massa de água e a variação da concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água para além do eixo vertical, conduziu à necessidade do desenvolvimento de modelos bidimensionais e tridimensionais.

Estes desenvolvimentos, inicialmente, basearam-se em duas formas de abordagem diferentes que, com o decorrer do tempo, foram convergindo. Uma dessas abordagens dá particular atenção aos mecanismos físicos de transporte, que determinam variações da

concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água. A outra focaliza-se na descrição das reacções bioquímicas que se processam na massa de água, tratando-as de forma mais ou menos independente do movimento da água. Referem-se em seguida os principais desenvolvimentos realizados a este nível, através da referenciação dos modelos que os consubstanciaram.

Lam e Simons (LAM e SIMONS, 1976) desenvolveram um modelo de advecção-difusão para o lago Erie, em função da possibilidade de descrever as principais componentes de circulação em sistemas pouco profundos, e tendo como base o modelo de circulação de múltiplas camadas desenvolvido por Simons (SIMONS, 1973). O modelo foi aplicado na simulação da distribuição de cloretos no lago Erie, em condições correspondentes às do Verão e do Outono de 1970, tendo-se obtido resultados genericamente satisfatórios. Os estudos desenvolvidos permitiram concluir que o modelo poderia ser utilizado também para a simulação de parâmetros de qualidade da água não conservativos (RODRIGUES, 1992).

O problema dos constituintes não conservativos, onde se incluem os nutrientes e o fitoplankton, foi descrito de forma mais completa através de dois modelos igualmente aplicados aos Grandes Lagos – o modelo da Green Bay desenvolvido por Patterson (PATTERSON *et al.*, 1975) e o modelo de produtividade de fitoplankton devido a DiToro (DITORO *et al.*, 1975).

Patterson adaptou o modelo DYNQUA, um modelo dinâmico de qualidade da água desenvolvido pela “Water Resources Engineers”, à Green Bay, localizada na zona nordeste do lago Michigan. Nesse modelo, designado por GBQUAL, a massa de água é representada como uma rede de canais unidimensionais que constituem as ligações (“links”) e por um conjunto de elementos de armazenamento representados por nós (“nodes”), sendo um modelo do tipo “link-node”, em que o campo de correntes é simulado por um modelo bidimensional de malha ortogonal e de diferenças finitas. O modelo GBQUAL simula a temperatura da água, coliformes, quatro compostos do ciclo do azoto, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, fosfatos, dois tipos de algas e diversos constituintes conservativos (ORLOB, 1983).

O modelo de DiToro, desenvolvido para simular a produção de fitoplankton em lagos pouco profundos e aplicado à zona ocidental do lago Erie, engloba sete equações unidimensionais de conservação da massa, escritas para o fitoplankton e o zooplankton, bem como para os principais nutrientes. Cada equação representa a transferência de massa entre segmentos adjacentes, sendo os caudais de advecção estimados a partir das correntes observadas, ou

ponderados para preservar a continuidade. No processo de calibração do modelo foram efectuados diversos ajustes, nomeadamente ao nível dos coeficientes de difusão. A comparação dos resultados obtidos com os dados de amostragem foi considerada aceitável (RODRIGUES, 1992).

Entre os primeiros modelos utilizados para simular o processo de eutrofização através do balanço de massa de nutrientes, importa referir o que foi desenvolvido por Vollenweider relativamente ao fósforo (VOLLENWEIDER, 1975), que corresponde a um modelo bastante simples, em que o sistema é simulado como um reactor de mistura completa. Apesar da sua simplicidade, esse modelo, ou variações do mesmo, ainda é actualmente bastante utilizado para estimar, numa primeira aproximação, o balanço de fósforo em massas de água.

Snodgrass e O'Melia (SNODGRASS e O'MELIA, 1975) desenvolveram um modelo mais complexo, que considera o balanço de massa quer do fósforo particulado quer dos ortofosfatos. O sistema é tratado como um reactor de mistura completa no Inverno, enquanto que no Verão são considerados dois compartimentos – o epilimnion e o hipolimnion. O modelo foi concebido na forma de balanço de massa, contemplando coeficientes de transporte vertical para permitir as trocas de fósforo particulado entre os dois compartimentos (ORLOB, 1983).

O modelo de Snodgrass e O'Melia foi utilizado para prever a concentração de fósforo em lagos e em albufeiras, apresentando essas massas de água uma importante gama de variação relativamente aos valores do tempo médio de retenção. As comparações efectuadas entre os resultados das simulações e os dados de amostragem, revelou a capacidade do modelo para prever a capacidade de carga dessas massas de água relativamente às afluências de fósforo (RODRIGUES, 1992).

Modelos mais detalhados do processo de eutrofização têm sido propostos, sendo de destacar o modelo desenvolvido pelo “Manhattan College” para o lago Ontario (THOMANN *et al.*, 1975), em que é conseguida, comparativamente aos modelos anteriormente referidos, uma representação mais completa das variações temporais das interacções nutrientes-biota. Foram desenvolvidos três tipos de modelos, cada um deles com um diferente grau de detalhe.

O modelo LAKE1 simula a massa de água como um sistema constituído por três camadas – epilimnion, hipolimnion e bentos – dando especial atenção à descrição da dinâmica do fitoplancton e do zooplancton. O modelo LAKE2 possibilita uma resolução vertical adicional,

admitindo sete camadas, bem como considerando as interações entre a temperatura da massa de água, os processos bioquímicos que nela se desenvolvem e os sedimentos. O modelo LAKE3 permite uma resolução espacial adicional, considerando até sete camadas e 67 segmentos, e acomodando 10 a 15 variáveis (ORLOB, 1983; RODRIGUES, 1992).

Cada um dos modelos tinha como base os princípios cinéticos e de conservação da massa, sendo definida uma equação de balanço de massa para cada constituinte e para cada segmento. Os padrões de circulação considerados nestes modelos foram obtidos através de medições de campo, ou a partir de modelos de circulação, como por exemplo o de Simons (SIMONS, 1973), que foi também aplicado ao lago Ontario.

Um modelo do mesmo tipo foi desenvolvido por Chen e Smith (CHEN e SMITH, 1979), igualmente para o lago Ontario. Trata-se de um modelo tridimensional que inclui equações de balanço de massa para 15 diferentes classes de substâncias bióticas e abióticas.

Embora tenha sido utilizada uma abordagem semelhante à considerada no modelo LAKECO (referido na secção 3.4.4), os compartimentos biológicos (algas, zooplankton e peixes) foram substancialmente expandidos em relação aos desse modelo, permitindo obter uma descrição mais completa do seu comportamento na massa de água. Por exemplo, o compartimento referente às algas foi alargado para incluir quatro grupos de fitoplankton; foram incluídos quatro grupos de zooplankton; e foram considerados quatro grupos de peixes a três níveis de desenvolvimento – adultos, jovens e larvas.

O modelo de Chen e Smith desenvolvido para o lago Ontario foi concebido para permitir uma representação tridimensional da massa de água, sendo esta dividida em camadas e segmentos, a que correspondem elementos hidráulicos, para os quais são definidas equações separadas de balanço de massa referentes a cada um dos parâmetros a simular. A utilização do modelo requer o conhecimento do campo de correntes a três dimensões, bem como a estimativa dos valores a adoptar para os coeficientes de difusão empíricos.

Entre os diversos exemplos de modelos ecológicos e de eutrofização que foram concebidos numa perspectiva essencialmente biológica, sem grandes preocupações ao nível do comportamento hidrodinâmico da massa de água, merecem uma referência especial o modelo CLEANER e os modelos desenvolvidos por Jørgensen.

O modelo CLEANER (PARK, SCAVIA e CLESCERI, 1974), ou modelo do lago George, resultou do trabalho desenvolvido no âmbito do Programa Biológico Internacional



("International Biological Program"), e foi concebido por investigadores do Grupo de Análise de Ecossistemas do Instituto Politécnico de Rensselaer (RODRIGUES, 1992).

Este modelo é em muitos aspectos semelhante ao modelo LAKECO, anteriormente referido, uma vez que também se baseia nos princípios cinéticos e de conservação da massa que são aplicados a um sistema de reactores de mistura completa. No caso do modelo LAKECO os reactores de mistura completa são constituídos por camadas de espessura uniforme e volume variável, enquanto que no modelo CLEANER a massa de água é conceptualizada como uma coluna com um metro quadrado de secção e com uma altura correspondente à profundidade da massa de água.

Nas versões iniciais do modelo CLEANER era dada pouca atenção à heterogeneidade vertical da massa de água, tendo sido posteriormente incorporadas alterações que permitiram considerar a divisão vertical da coluna de água até um total de dez células. Os dados de entrada necessários ao funcionamento do modelo incluem a radiação solar, os caudais entrados e saídos no sistema e as cargas de nutrientes a ele afluentes.

O modelo CLEANER foi utilizado para simular um importante conjunto de casos reais, de entre os quais se podem destacar, para além do lago George, o lago Sarasota em Nova Iorque, o lago Leven na Escócia, o lago Balaton na Hungria, vários lagos escandinavos, bem como diversos lagos na antiga Checoslováquia e em Itália (RODRIGUES, 1992).

Por outro lado, Jørgensen (JØRGENSEN, 1976) desenvolveu uma análise de diferentes abordagens ao processo de modelação da eutrofização, estabelecendo a comparação entre os resultados de dois modelos e os dados de observações feitas no lago Glumsø, na Dinamarca. O Modelo1 baseava-se na cinética de Monod, enquanto que o Modelo2 introduziu alguns conceitos, na altura inovadores, relativamente à dinâmica das populações fitoplanctónicas, nomeadamente ao nível da assimilação e subsequente libertação de nutrientes pela estrutura celular do fitoplankton (ORLOB, 1983; RODRIGUES, 1992).

Da análise desenvolvida, concluiu-se que o Modelo2 permitia uma descrição mais rigorosa da resposta do sistema às variações sazonais associadas à afluência de nutrientes, bem como da importância dos modelos destinados a simular o processo de eutrofização incluírem pelo menos três níveis tróficos – fitoplankton, zooplankton e peixes – e considerarem a troca de nutrientes ao nível da interface água-sedimento.

Muitos dos modelos actualmente em utilização ainda se baseiam nos conceitos e formulações introduzidos no decorrer das décadas de 1970 e de 1980, traduzidos pelos modelos referenciados na presente secção (3.5.2.4). Apesar disso, novas abordagens têm surgido mais recentemente, na tentativa de ajustar a complexidade dos modelos ao conhecimento dos sistemas a estudar e à disponibilidade de dados de amostragem (JØRGENSEN, 1994).

Adicionalmente, tem-se verificado uma tendência crescente no sentido de dotar os modelos da capacidade de acompanhar as mudanças estruturais dos ecossistemas, através da consideração das modificações de composição das espécies e das alterações das propriedades que as caracterizam, em resultado da variação das condições do próprio sistema (JØRGENSEN, 1994).

Numa óptica diferente e tendo em consideração os modelos referidos na secção anterior (3.5.2.3), bidimensionais e lateralmente homogéneos, também se verificaram importantes evoluções em termos da incorporação nesse tipo de modelos da capacidade de simular diferentes parâmetros descritores da qualidade da água.

Neste domínio, talvez o modelo mais representativo seja o que resultou da evolução do GLVHT/LARM2, através da adição de algoritmos que permitem a modelação da qualidade da água, dando origem à versão 1.0 do modelo CE-QUAL-W2. A inclusão desses algoritmos foi desenvolvida pelo “Water Quality Modeling Group, Environmental Laboratory, Waterways Experiment Station, United States Army Corps of Engineers”, entidade que tem suportado a evolução do modelo, com o apoio, ao nível das suas versões mais recentes, do “Department of Civil and Environmental Engineering” da “Portland State University”.

Posteriormente, surge a versão 2.0 do modelo CE-QUAL-W2, que resultou de importantes modificações ao nível do código do modelo, de forma a melhorar a descrição matemática do protótipo e a aumentar a sua eficiência e precisão computacional, para além da introdução de novas capacidades no que se refere à modelação de processos com influência sobre a qualidade da água (COLE e BUCHAK, 1995). A versão 3.1 CE-QUAL-W2 (COLE e WELLS, 2002), que data de Agosto de 2002, resultou da introdução de melhorias adicionais ao nível do esquema numérico de solução e dos algoritmos associados à simulação da qualidade da água, nomeadamente em termos da consideração de novos constituintes e de uma maior flexibilidade, bem como de novas capacidades no que se refere à modelação da hidrodinâmica do sistema.

Trata-se de um modelo que permite a definição de uma grelha representativa do sistema em estudo, dividida em segmentos (longitudinalmente) e camadas (verticalmente), cuja dimensão pode variar de segmento para segmento e de camada para camada, possibilitando aumentar a resolução da informação a extrair onde seja necessário. Tem a capacidade de simular diversos constituintes, dos quais se salientam a temperatura, oxigénio dissolvido, nitratos e nitritos, azoto amoniacal, fosfatos, biomassa algal, salinidade e sólidos dissolvidos totais.

Este modelo tem sido aplicado com sucesso em várias centenas de estudos técnicos e científicos de simulação matemática da qualidade da água, um pouco por todo o Mundo, embora com particular destaque nos Estados Unidos da América, onde é reconhecido como o modelo de eleição de várias agências, onde se incluem a “Environmental Protection Agency” e o “United States Army Corps of Engineers”, no que se refere à simulação da hidrodinâmica e da qualidade da água de albufeiras profundas e estratificadas, que se possam considerar lateralmente homogéneas.

A opção pela inserção no texto do presente Capítulo da seguinte secção 3.5.3, na qual se referenciam um conjunto de aplicações do modelo CE-QUAL-W2, é suportada pelos factores que em seguida se enumeram:

- o modelo CE-QUAL-W2 é, actualmente, um modelo de referência em termos de modelação da qualidade da água de sistemas de recursos hídricos, com particular destaque no que se refere a albufeiras;
- no desenvolvimento do presente trabalho o modelo CE-QUAL-W2 foi utilizado, de forma intensa, tendo-se investido bastante ao nível da sua aplicação;
- justifica-se por isso que ao nível da revisão do “estado actual das aplicações” seja dado particular destaque às utilizações do modelo CE-QUAL-W2, tentando-se, contudo, minimizar potenciais desequilíbrios na estrutura do presente Capítulo.

### **3.5.3 – Aplicações do modelo CE-QUAL-W2**

Na secção anterior já se fez referência ao modelo CE-QUAL-W2 e no Capítulo 4 proceder-se-á à sua descrição. Na presente secção, e de acordo com o anteriormente referido, pretende-se, no essencial, apresentar alguns casos de aplicação do modelo CE-QUAL-W2.

Os principais responsáveis pelo desenvolvimento das versões mais recentes do modelo CE-QUAL-W2, e pelo suporte à utilização do mesmo, Thomas Cole da “Waterways

Experiment Station” e Scott Wells da “Portland State University”, já registaram cerca de 410 aplicações do modelo, repartindo-se os sistemas submetidos a simulação por 250 albufeiras, 10 lagos, 50 estuários e 100 rios. No entanto, com base no número de “downloads” da documentação do modelo já efectuados, estimam que o número real de aplicações seja superior a 700, repartindo-se por mais de 65 países (dados referentes ao ano de 2006).

James Martin (MARTIN, 1988) aplicou o modelo CE-QUAL-W2 à albufeira DeGray, no estado de Arkansas. Esta albufeira tem sido extensivamente estudada pelo “US Army Corps of Engineers”, e é conhecida por exibir fortes gradientes verticais e longitudinais na concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água, enquanto que as variações laterais são normalmente pouco significativas. No estudo desenvolvido foram utilizados dois anos diferentes de dados de amostragem para calibrar e verificar o modelo.

O modelo permitiu simular de forma realista os efeitos combinados da hidrodinâmica e dos processos químicos e biológicos, que determinam as variações verticais e longitudinais dos parâmetros de qualidade da água considerados, tendo demonstrado a capacidade de possibilitar um grau de resolução espacial adequado à, relativamente complexa, hidrodinâmica do sistema. Adicionalmente, verificou-se que as simulações da temperatura da água permitiram modelar correctamente o estabelecimento da estratificação térmica, bem como a sua erosão e aprofundamento durante o início da fase de circulação, correspondente ao Outono.

A aplicação do modelo CE-QUAL-W2 ao lago Cayuga (CORNELL UNIVERSITY, 1996), resultou da necessidade de avaliar os efeitos - nomeadamente ao nível da estrutura térmica do lago, do seu regime de estratificação e da sua cobertura de gelo durante a estação mais fria do ano – determinados pela utilização das águas naturalmente frias do lago, como fonte de refrigeração dos edifícios da Universidade de Cornell (“Lake Source Cooling”).

A utilização do modelo permitiu simular a temperatura da água do lago Cayuga, bem como o seu regime de estratificação térmica, possibilitando estabelecer a comparação entre as duas situações: a actual, sem instalação do sistema de arrefecimento; e a situação futura, com esse sistema em funcionamento. Os resultados de um período de simulação correspondente a 10 anos, indicaram que os efeitos sobre o regime térmico do lago seriam muito reduzidos, induzindo variações inferiores às próprias variações naturais, quer espaciais quer temporais.

O modelo CE-QUAL-W2 foi aplicado à albufeira de Rhodhiss, localizada no rio Catawba, no estado da Carolina do Norte (BALES e GIORGINO, 1998). Essa albufeira tem cerca de 22 km de comprimento, profundidade máxima de 16 m, largura máxima inferior a 700 m, tempo de retenção médio de 21 dias e área superficial de 10.4 km<sup>2</sup>. As afluições a esta massa de água, que em larga medida são condicionadas pelos caudais lançados para jusante a partir da barragem de James situada a montante da albufeira de Rhodhiss, de acordo com a representação esquemática apresentada na Figura 3.1, variam, normalmente, entre 10 m<sup>3</sup>/s e 1 000 m<sup>3</sup>/s.

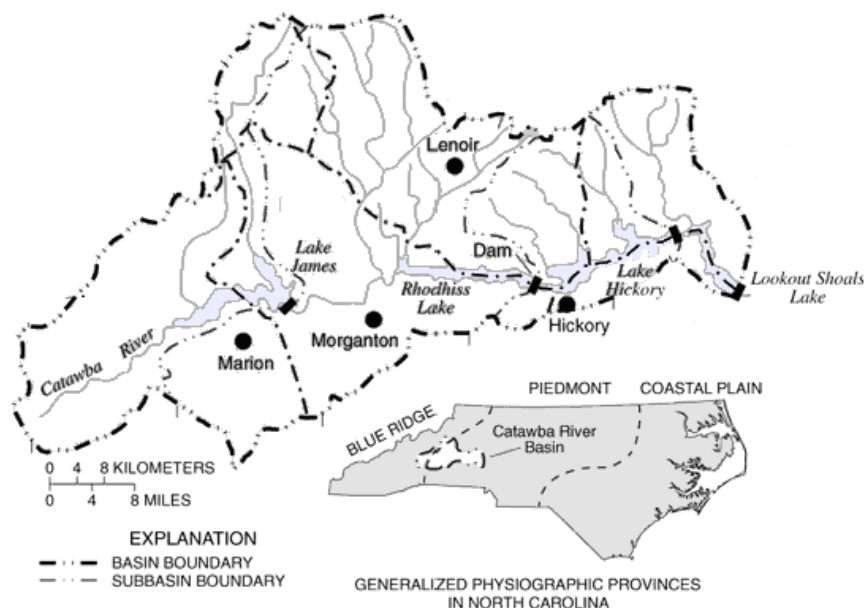


Figura 3.1 - Localização da albufeira de Rhodhiss na bacia hidrográfica do rio Catawba (Fonte: BALES e GIORGINO, 1998)

Os dados de amostragem utilizados para calibrar e aplicar o modelo foram recolhidos ao longo de 15 meses, durante os anos de 1993 e 1994. A análise dos resultados do modelo permitiu concluir que este simulou adequadamente o regime hidrodinâmico da massa de água, bem como os valores da temperatura e da concentração de oxigénio dissolvido na mesma. O modelo foi também aplicado para analisar os processos de transporte de um traçador conservativo, libertado no limite do regolfo da albufeira, durante condições de estratificação e de circulação da massa de água.

Verificou-se que durante as condições de estratificação térmica eram necessários cerca de 40 dias para que a máxima concentração do traçador, junto à barragem, fosse inferior a 1% da concentração máxima inicial, enquanto que apenas 17 dias eram necessários para atingir a mesma situação em presença de condições de circulação. Esta constatação conduziu à

conclusão de que a diferença verificada resultava do facto de, durante o período de circulação, ocorrer uma maior mistura vertical e, consequentemente, melhores condições de diluição face à ausência de estratificação térmica.

O “Washington Department of Ecology” manifestou interesse em aplicar um modelo de simulação matemática da qualidade da água para a zona superior da bacia hidrográfica do rio Spokane, de forma a que fosse possível definir a capacidade de carga total máxima diária do sistema (TMDL – “Total Maximum Daily Load”) (ANNEAR *et al.*, 2001). Os objectivos do exercício de modelação desenvolvido foram:

- recolher os dados necessários à aplicação do modelo, incluindo os inerentes às albufeiras de Long Lake, Nine Mile, Upper Falls e Upriver;
- assegurar que o modelo a aplicar representasse de forma adequada a hidrodinâmica e as características de qualidade da água do sistema, nomeadamente em termos de temperatura da água, oxigénio dissolvido e dinâmica dos nutrientes.

Foi seleccionado para utilização no estudo em análise o modelo CE-QUAL-W2. Os resultados obtidos foram considerados satisfatórios, quer ao nível da simulação da hidrodinâmica quer da qualidade da água das várias albufeiras que integram o sistema, demonstrando a capacidade do modelo CE-QUAL-W2 como instrumento de cálculo da capacidade de carga deste tipo de sistemas.

O “Texas Institute for Applied Environmental Research” tem vindo a desenvolver estudos de avaliação dos resultados da potencial implementação de diferentes alternativas estratégicas de controlo das aflúências de fósforo total, sobre a qualidade da água da albufeira Waco, localizada no rio Bosque, na bacia hidrográfica do rio Brazos, no estado do Texas. Na Figura 3.2, é apresentado um esquema da localização da massa de água em análise. A albufeira Waco é relativamente recente, tendo-se iniciado o seu enchimento em 1965, mas regista-se nessa massa de água um acelerado processo de eutrofização, responsável pela alteração da sua classificação, em termos de estado trófico, de mesotrófica para eutrófica durante o final da década de 1980.

A aplicação do modelo CE-QUAL-W2 durante um período de simulação correspondente a 32 anos (FLOWERS, HAUCH e KIESLING, 2001), permitiu avaliar o efeito de diferentes cenários sobre a qualidade da água da albufeira Waco. As estatísticas de calibração, calculadas a partir de resultados do modelo e de dados de amostragem, quer para a superfície da massa de água quer para valores ao longo da coluna de água e ao longo de todo o período de calibração, permitem concluir que os resultados do modelo podem ser

considerados dentro de uma gama de qualidade desde o razoável até ao muito bom, dependendo do parâmetro em questão.

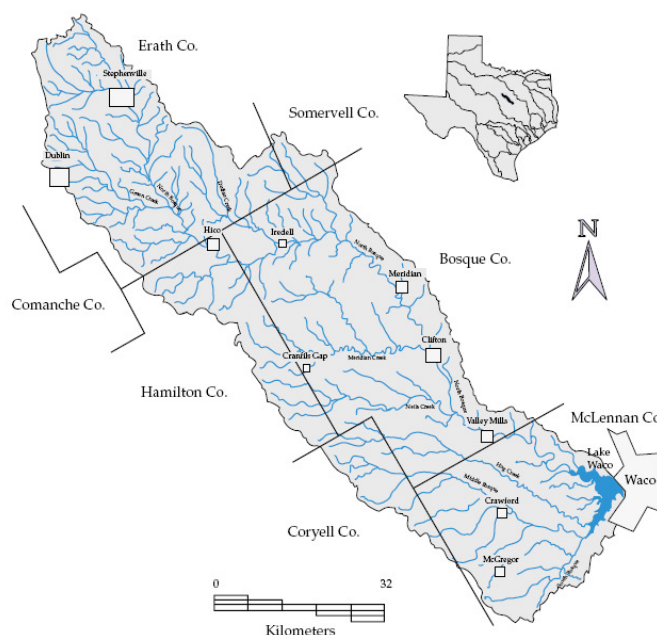


Figura 3.2 - Localização da albufeira Waco na bacia hidrográfica do rio Bosque (Fonte: FLOWERS, HAUCH e KIESLING, 2001)

Contudo, os resultados do estudo desenvolvido apontam para que, mesmo considerando as estratégias mais agressivas em termos das medidas de controlo das afluências de fósforo total geradas na bacia hidrográfica, o valor limite da concentração deste parâmetro na albufeira, que determina a sua classificação como eutrófica, continuará a ser excedido em 35% a 40% dos anos. Apesar disso, o estudo desenvolvido permitiu definir quais as estratégias mais eficazes, ao nível das medidas de controlo das afluências de fósforo total, sobre a qualidade da água da albufeira.

A albufeira de Brownlee corresponde ao maior de três reservatórios localizados no rio Snake, entre os estados de Idaho e Oregon, situando-se na zona terminal da correspondente bacia hidrográfica, na região noroeste dos Estados Unidos da América. Na bacia hidrográfica drenante para a albufeira, o uso do solo inclui zonas de agricultura intensiva de regadio e a existência de diversos centros urbanos, que têm determinado problemas de degradação da qualidade da água da referida albufeira.

Foi desenvolvido um estudo de modelação matemática da qualidade da água pela “Idaho Power Company” (HARRISON *et al.*, 2001), utilizando o modelo CE-QUAL-W2, de forma a integrar um importante conjunto de dados de amostragem, no sentido de melhorar a

compreensão dos processos que condicionam a qualidade da água da albufeira de Brownlee.

O estudo de simulação desenvolvido e as análises de sensibilidade realizadas permitiram identificar os factores que determinam a deterioração da qualidade da água da albufeira. O principal factor de preocupação ao nível da qualidade da água tem a ver com os reduzidos valores da concentração de oxigénio dissolvido, nomeadamente durante o Verão e na zona intermédia da albufeira, que tem causado índices de mortalidade elevados ao nível da ictiofauna. Os resultados do modelo demonstraram que a qualidade da água da albufeira é, em larga medida, condicionada pelos caudais afluídos através do rio Snake, tendo sido possível verificar, com base na análise de sensibilidade desenvolvida, que a matéria orgânica afluente à albufeira constitui a principal causa de depleção da concentração de oxigénio dissolvido.

Igualmente no rio Snake, mas numa zona mais a montante na bacia hidrográfica, localiza-se um conjunto de quatro aproveitamentos em cascata, denominados – Lower Granite, Little Goose, Lower Monumental e Ice Harbor. Mais a montante, num afluente da margem direita do rio Snake, encontra-se o aproveitamento de Dworshak, localizado no rio ClearWater.

Durante o período mais quente do ano a temperatura da água dos rios Clearwater e Snake pode ser alterada através do lançamento para jusante das águas frias e profundas da albufeira de Dworshak, de forma a adequar as condições hidrodinâmicas e de temperatura da água do sistema à migração das espécies salmonícolas.

No sentido de proceder à simulação de várias estratégias alternativas de lançamento de caudais para jusante a partir da albufeira de Dworshak e de avaliar os correspondentes efeitos sobre a ictiofauna e a qualidade da água, foi aplicado o modelo CE-QUAL-W2 às várias albufeiras do sistema, bem como aos troços de rio que entre elas se desenvolvem (COOK *et al.*, 2003). Os resultados do estudo desenvolvido indicam que o modelo tem capacidade para descrever de forma apropriada o comportamento do sistema. Com este estudo, pretendeu-se contribuir para uma melhor compreensão da forma como a potencial implementação das estratégias de aumento dos valores dos caudais lançados para jusante poderá influenciar o comportamento das espécies salmonícolas. Por outro lado, nos elementos disponíveis relativamente ao estudo em análise não se encontrou qualquer referência aos potenciais efeitos decorrentes dos teores mais baixos de oxigénio dissolvido, normalmente associados às camadas mais profundas das albufeiras durante o período de estratificação térmica.



Os cursos de água a jusante da barragem de Beaver e de outros aproveitamentos localizados no rio White, na região que se desenvolve na fronteira entre os estados do Arkansas e do Missouri (Figura 3.3), constituem um ecossistema de águas de baixas temperaturas que suportam o desenvolvimento de uma importante população de trutas, que representam um significativo recurso económico para a região (HAGGARD e GREEN, 2002).

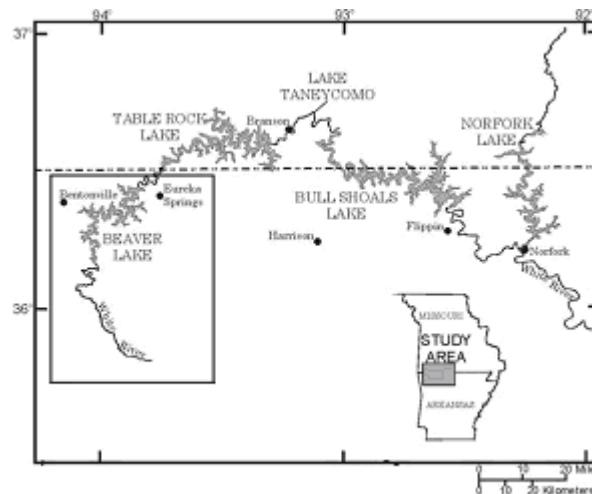


Figura 3.3 - Localização da albufeira de Beaver entre os estados do Arkansas e do Missouri (Fonte: HAGGARD e GREEN, 2002).

A “Arkansas Game and Fish Commission” requereu um aumento dos valores mínimos de caudais lançados para jusante através da barragem de Beaver, de forma a aumentar a extensão das áreas com potencial para a pesca a jusante do aproveitamento. Desta forma, tornou-se necessário avaliar os efeitos dessas operações sobre as condições de temperatura e a concentração de oxigénio dissolvido, quer na albufeira de Beaver, quer no rio White a jusante.

Para proceder a essa avaliação foi aplicado o modelo CE-QUAL-W2 à albufeira de Beaver, sendo a correspondente representação conceptual, bem como a divisão da massa de água em ramos, camadas e segmentos, apresentada de forma esquemática na Figura 3.4. A calibração do modelo revelou um excelente ajustamento entre os seus resultados e os dados de amostragem, quer em termos de temperatura da água quer ao nível da concentração de oxigénio dissolvido. Os resultados da avaliação desenvolvida permitiram concluir que o requerido aumento dos valores de caudais mínimos lançados para jusante, não iria afectar de forma significativa os valores da temperatura da água e da concentração de oxigénio dissolvido, nem na albufeira nem no rio a jusante.

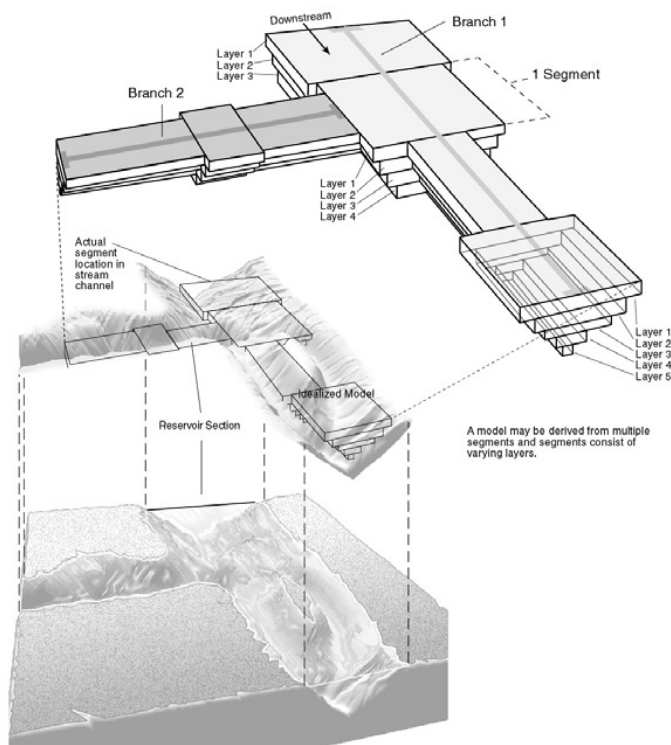


Figura 3.4 - Representação conceptual adoptada para a albufeira de Beaver (Fonte: HAGGARD e GREEN, 2002)

Adicionalmente, o estudo desenvolvido permitiu definir as bases e a estrutura de futuros exercícios de simulação da qualidade da água na albufeira de Beaver, uma vez que o modelo poderá ser utilizado para avaliar a capacidade de carga da albufeira e a evolução do seu estado trófico face a diferentes cenários.

A bacia hidrográfica do rio Bull Run, localizada no estado de Oregon, compreende dois aproveitamentos que fornecem água de abastecimento a cerca de 840 000 pessoas da área metropolitana de Portland. Os registos históricos da forma de operação desses reservatórios demonstram que durante o Verão os lançamentos de água para jusante são muito reduzidos ou mesmo nulos, determinando que os valores da temperatura dos cursos de água a jusante excedam o consignado nos critérios de qualidade da água do estado de Oregon para as espécies salmonícolas. Na Figura 3.5 é apresentada uma representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Bull Run, incluindo-se a localização das diferentes albufeiras existentes na mesma.

Face a esta situação, o modelo CE-QUAL-W2 foi utilizado para simular a temperatura da água nas albufeiras e nos cursos de água a jusante, de forma a possibilitar a análise de diferentes estratégias de gestão destinadas a respeitar as exigências, quer em termos de

captação de água para abastecimento quer ao nível do habitat para a ictiofauna (ANNEAR e WELLS, 2002).

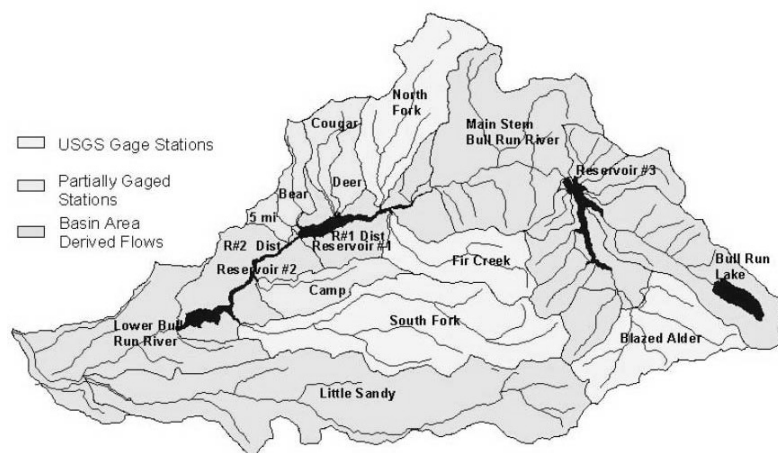


Figura 3.5 - Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Bull Run (Fonte: ANNEAR e WELLS, 2002).

Os resultados da aplicação do modelo permitiram verificar que este descreveu de forma correcta os regimes hidrodinâmico e térmico do sistema. O desenvolvimento dos cenários de simulação, para avaliar as respostas do sistema face à implementação das várias alternativas de gestão, demonstrou melhorias consideráveis ao nível da temperatura dos cursos de água, apesar de se prever que continuarão a verificar-se valores superiores aos consignados nos critérios de qualidade da água do estado de Oregon, embora com uma menor frequência e duração. Importa igualmente referir que, mesmo considerando um cenário em que não existissem os aproveitamentos, as simulações efectuadas demonstraram que se continuariam a verificar valores superiores aos consignados nos referidos critérios de qualidade.

A bacia hidrográfica do rio Tualatin está localizada na parte ocidental da área metropolitana de Portland, na zona noroeste do estado de Oregon. Um bom exemplo de aplicação do modelo CE-QUAL-W2 a rios corresponde à sua utilização na referida bacia hidrográfica (ROUNDS e WOOD, 2001a; ROUNDS, 2001b), em que foi simulado um período de oito anos, entre 1991 e 1997, englobando condições hidrológicas e climáticas muito diversas.

O modelo simulou com grande precisão as alturas hidrométricas e a temperatura da água do rio, bem como outros parâmetros de qualidade da água, conservativos e não conservativos. Ao nível da simulação da concentração de oxigénio dissolvido, e apesar de se ter obtido um ajustamento aceitável entre os resultados do modelo e os dados de amostragem, verificou-

se que cerca de metade dos desvios entre os dois conjuntos de resultados eram directamente atribuíveis a erros de simulação ao nível do desenvolvimento do fitoplankton, situação que esteve igualmente na origem de uma menos adequada simulação dos valores do pH. Os estudos desenvolvidos concluíram que para atingir uma maior precisão na simulação destes parâmetros, é necessário um maior investimento ao nível da simulação do fitoplankton, nomeadamente através da consideração de vários tipos de algas.

O modelo CE-QUAL-W2 tem igualmente sido aplicado em estuários, para analisar aspectos associados à circulação estuarina e à qualidade dessas massas de água. Referindo alguns exemplos, pode citar-se o trabalho desenvolvido por Hall (HALL, 1987) que aplicou o modelo ao estuário do rio Savannah, no estado da Georgia, para avaliar os efeitos de potenciais alterações ao nível da descarga de águas residuais no estuário sobre a concentração de oxigénio dissolvido. Bales e Robbins (BALES e ROBINS, 1999) aplicaram o modelo ao estuário do rio Neuse, localizado no estado da Carolina do Norte junto ao Oceano Atlântico, como se pode visualizar através da representação esquemática apresentada na Figura 3.6, para avaliar as mais eficientes práticas de gestão de forma a permitir melhorar a qualidade da água do estuário. O modelo tem sido também aplicado a diversos estuários no estado de Oregon, nomeadamente para avaliar a capacidade de carga desses sistemas (BERGER, ANNEAR e WELLS, 2002).

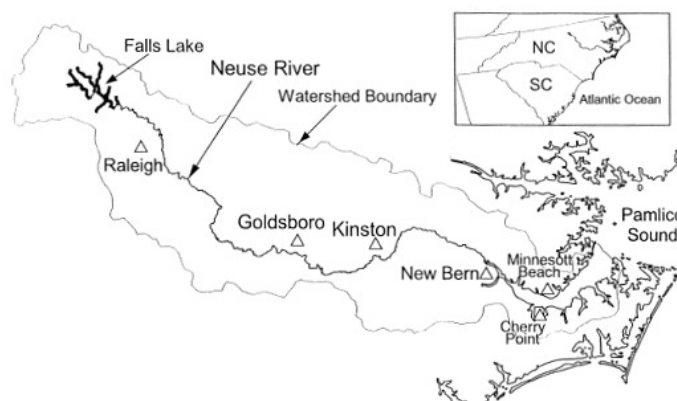


Figura 3.6 - Bacia hidrográfica e estuário do rio Neuse (Fonte: BALES e ROBINS, 1999)

Em Portugal, tem-se conhecimento de algumas aplicações do modelo CE-QUAL-W2, nomeadamente ao nível da sua utilização em albufeiras. Correndo o risco de não se proceder a uma análise exaustiva, referem-se em seguida alguns exemplos de aplicações realizadas em Portugal, que foi possível identificar face aos dados disponíveis.

Relativamente à albufeira de Alqueva foram já desenvolvidas várias aplicações do modelo CE-QUAL-W2. No âmbito dos trabalhos de modelação matemática da qualidade da água, realizados pelo Grupo de Disciplinas de Hidráulica do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA/FCT/UNL), foi desenvolvido, durante os anos de 1996 e 1997 (DIOGO e RODRIGUES, 1997a e 1997b), um estudo de simulação da qualidade da água da albufeira de Alqueva.

Embora não fosse possível proceder à calibração do modelo, por indisponibilidade de dados para tal à data da realização do estudo, procedeu-se à simulação dos regimes hidrodinâmico e térmico do sistema, bem como da concentração de oxigénio dissolvido, considerando vários cenários, nos quais se incluiu o bombeamento de água a partir do contra-embalse de Pedrogão, de forma a definir uma base consistente de trabalho que permitisse o desenvolvimento de estudos posteriores envolvendo a consideração de parâmetros adicionais de qualidade da água.

Os resultados desse estudo suportaram, também, a realização de um outro exercício de simulação, em que se pretendeu avaliar potenciais alterações da qualidade da água no troço do rio Guadiana a jusante do aproveitamento, em resultado de descargas de água realizadas através de tomadas situadas a diferentes profundidades (COELHO e RODRIGUES, 1997). Os resultados desse exercício de simulação permitiram colocar em evidência a importância da consideração de tomadas de água a diferentes profundidades (tomadas selectivas), como forma de minimizar as alterações sobre a qualidade da água a jusante de aproveitamentos dotados de uma importante capacidade de regularização.

Posteriormente, durante o ano de 2003 (DIOGO *et al.*, 2003), o mesmo grupo de trabalho e com base nos estudos anteriormente desenvolvidos, utilizou o modelo CE-QUAL-W2 para simular a fase de enchimento da albufeira, com o objectivo de avaliar a capacidade de resposta do modelo face a dados de amostragem, recolhidos pela Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas de Alqueva (EDIA) no corpo principal da albufeira e nos seus principais afluentes, desde a data de fecho das comportas, em Fevereiro de 2002.

Os resultados das simulações efectuadas permitiram verificar que o modelo reproduziu com uma boa aproximação as variações do nível da superfície livre, bem como os perfis verticais da temperatura da água e da concentração de oxigénio dissolvido.

Por outro lado, e estabelecendo a comparação com o estudo anteriormente desenvolvido para a mesma albufeira, verificou-se a necessidade de adequar a grelha de batimetria utilizada, de forma a melhor reproduzir a hidrodinâmica do sistema e a evitar instabilidades numéricas. Outra situação que se revelou importante foi a correcção em alta dos valores atribuídos ao consumo em oxigénio dos sedimentos, por se ter verificado uma elevada depleção da concentração de oxigénio dissolvido na massa de água, provavelmente em função da grande disponibilidade de matéria orgânica no fundo da albufeira.

No âmbito do consórcio responsável pela elaboração, para o Instituto da Água (INAG), do Plano de Ordenamento das Albufeiras de Alqueva e Pedrogão, a empresa Chiron também aplicou o modelo CE-QUAL-W2 à albufeira de Alqueva. Embora, à semelhança de exemplos anteriormente referidos, se tenha tratado de um exercício de pura simulação, por indisponibilidade de dados para a calibração do modelo, foram considerados diferentes cenários e simulados diversos parâmetros descritores da qualidade da água, incluindo temperatura, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, nutrientes e biomassa algal.

Ainda relativamente à albufeira de Alqueva, foi desenvolvida uma dissertação de mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos, no Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa (IST/UTL), em que se realizou uma aplicação do modelo CE-QUAL-W2 à fase de enchimento da albufeira (TRINDADE, 2006).

Um outro grupo de trabalho que tem investido bastante na área da modelação matemática de sistemas de recursos hídricos é o MARETEC – Centro de Ambiente e Tecnologias Marítimos do IST/UTL. Embora originalmente mais vocacionado para o desenvolvimento de estudos relativos ao ambiente marinho e estuarino, tem realizado alguns trabalhos no âmbito da modelação matemática de águas interiores. A esse nível, destaca-se a associação efectuada entre os modelos MOHID (MOHID, 2000) e CE-QUAL-W2, através do acoplamento dos dois modelos.

Esta associação permite utilizar as vantagens da estrutura modular do MOHID, que considera uma filosofia de programação orientada por objectos, como modelo hidrodinâmico tridimensional, para incorporar os processos químicos e biológicos descritos pelo CE-QUAL-W2. A validação do modelo resultante foi efectuada através da comparação dos resultados por ele obtidos com os fornecidos pelo CE-QUAL-W2, sendo complementada com alguns testes relativos aos processos físicos que se desenvolvem ao longo do eixo vertical. Assim, o modelo resultante do acoplamento dos dois modelos anteriores utiliza a

hidrodinâmica do modelo MOHID e os processos ecológicos do modelo CE-QUAL-W2, sendo aplicável a diversos ambientes aquáticos (BRAUNSCHWEIG *et al.*, 2004).

O Grupo de Disciplinas de Hidráulica do DCEA/FCT/UNL, já anteriormente referido, tem vindo também a desenvolver aplicações do modelo CE-QUAL-W2 ao nível da simulação de descargas térmicas em meios hídricos (DIOGO, RODRIGUES e COELHO, 2000 e 2001). De entre esses trabalhos importa destacar dois casos de estudo, em que as principais diferenças entre eles estão associadas, quer aos caudais de água de arrefecimento descarregados, quer às características do meio receptor, reportando-se um dos casos à albufeira da Aguieira e o outro ao rio Tejo.

O principal objectivo desses estudos foi a avaliação da eventual necessidade de serem consideradas medidas para diminuir a temperatura da água previamente à sua descarga, de forma a cumprir o exigido pela legislação, que impõe como limite uma subida da temperatura da água no meio receptor não superior a 3°C, sendo a medição efectuada a 30 m do ponto de descarga.

Relativamente à albufeira da Aguieira, as simulações efectuadas revelaram que não seria expectável uma subida significativa dos valores da temperatura da água, provavelmente devido ao baixo valor da relação entre o volume descarregado e o volume do meio receptor, nomeadamente se a descarga ocorrer a uma profundidade inferior à da termoclina, que se estabelece durante os meses mais quentes do ano.

No que se refere ao rio Tejo, os resultados revelaram uma forte dependência do caudal escoado no rio, sendo a subida da temperatura da massa de água mais evidente durante os períodos de menor caudal. Por outro lado, embora maiores valores dos caudais do escoamento natural determinem uma menor subida da temperatura da água, verificou-se que os efeitos da descarga se fazem sentir mais para jusante do local de rejeição, em resultado da maior capacidade advectiva. Adicionalmente, verificou-se que a descarga térmica induzia estratificação vertical na massa de água, uma vez que a subida da temperatura se registava apenas nos três primeiros metros de profundidade. A conclusão deste estudo apontou para a necessidade de se considerarem medidas para diminuir a temperatura da água, antes da sua descarga no meio receptor.

O mesmo Grupo de Disciplinas de Hidráulica do DCEA/FCT/UNL tem vindo a desenvolver, mais recentemente, outros estudos de simulação matemática da qualidade da água de albufeiras, com destaque para as de Castelo do Bode e Aguieira, nos quais tem igualmente

sido utilizado o modelo CE-QUAL-W2. Esses estudos têm sido realizados no âmbito de protocolos de cooperação técnica e científica estabelecidos entre o INAG e o DCEA/FCT/UNL (INAG, 2004 e 2006). Com base nos dados obtidos nestes estudos, têm sido produzidos diversos artigos e comunicações (DIOGO *et al.*, 2005; COELHO *et al.*, 2005, 2006a e 2006b). Em todos estes estudos o modelo CE-QUAL-W2 tem revelado uma excelente capacidade na descrição do comportamento das massas de água para as quais foi aplicado, quer em termos da sua hidrodinâmica, quer ao nível das concentrações de diferentes parâmetros descritores da sua qualidade, possibilitando também a definição e/ou selecção das melhores estratégias de controlo da qualidade dessas massas de água.

É ainda importante referir que os responsáveis pelo desenvolvimento e pelo suporte à aplicação do CE-QUAL-W2 possuem registos de outras aplicações do modelo efectuadas em albufeiras portuguesas, concretamente: Alvito, Arade, Lamas de Mouro, Odivelas, Roxo, Santa Clara e Vale do Gaio. Não tendo sido possível encontrar outras referências relativamente à realização desses estudos, apenas se conseguiu apurar que se tratou de exercícios de simulação que, pelo menos numa primeira fase, se reportaram à modelação da hidrodinâmica e da temperatura da água dessas albufeiras, sendo de um ano o período de simulação considerado na maioria dos casos.

### **3.6 – BREVE REFERÊNCIA A OUTROS TIPOS DE MODELOS**

Apesar de não terem sido utilizados no desenvolvimento do presente trabalho, entendeu-se que se justificava fazer uma breve referência a outros tipos de modelos, com destaque para os modelos de optimização. Este tipo de modelos é bastante aplicado em termos de gestão da qualidade da água, nomeadamente ao nível de acções de planeamento à escala da bacia hidrográfica.

Trata-se de modelos que incluem técnicas como a programação linear e não linear, a programação dinâmica, métodos determinísticos e estocásticos, bem como sistemas de apoio à decisão baseados em técnicas de multi-critério (LOUCKS, STEDINGER e HAITH, 1981 e SOMLYÓDY, 1997).

Enquanto que os modelos de simulação são utilizados, essencialmente, como instrumentos de compreensão, investigação, operação e previsão, os modelos de optimização são, preferencialmente, aplicados na solução dos problemas de planeamento e gestão de sistemas de recursos hídricos. Em muitos casos, os dois tipos de modelos são utilizados



sequencialmente, sendo os modelos de optimização aplicados para uma primeira triagem de alternativas e os modelos de simulação para a selecção final da melhor alternativa ou de uma alternativa “não inferior” (SOMLYÓDY, 1997).

Por outro lado, existem igualmente exemplos em que modelos de simulação estão embebidos, ou acoplados, em modelos de optimização e vice-versa. Considere-se, a título de exemplo, o caso em que se pretende manter níveis de qualidade da água que respeitem os critérios estabelecidos para os usos a que se destina, pretendendo-se, simultaneamente, minimizar os custos associados aos programas a implementar para garantir essa qualidade. Frequentemente, as alternativas possíveis são directamente avaliadas através de modelos de simulação. Contudo, nalguns casos o número de alternativas envolvidas é de tal forma elevado que um procedimento deste tipo não é exequível, conduzindo a situações em que é necessária a utilização de modelos de optimização para proceder a uma triagem eficiente dessas alternativas. Por outro lado, um modelo desse tipo terá que englobar um modelo de simulação da qualidade da água, que permita avaliar a resposta do meio receptor às diferentes alternativas consideradas.

De acordo com Thomann (THOMANN, 1986), a utilização de métodos de análises de sistemas depende fortemente da forma como as exigências legislativas são formuladas. Com efeito, a experiência demonstra que os modelos de qualidade da água – de simulação e/ou optimização – são aplicados quando essas exigências são estabelecidas em termos de critérios relativos à qualidade do meio receptor, estabelecendo a correspondente relação causa-efeito. Por outro lado, quando os critérios se referem estritamente à qualidade dos efluentes a descarregar no meio receptor, não tomando em consideração a qualidade desse meio, não é estimulada a utilização de modelos que permitam compreender e analisar as referidas relações causa-efeito.

Os modelos de gestão de qualidade da água, que normalmente incluem a utilização sequencial de modelos de optimização e de simulação, são frequentemente utilizados para o desenvolvimento da capacidade de compreensão e análise dos efeitos relativos de diferentes estratégias de gestão sobre a qualidade das massas de água. Deste modo, se correctamente utilizados, possibilitam a obtenção de orientações relativamente ao desenvolvimento de planos e à tomada de decisões, através da capacidade de previsão da resposta do sistema de recursos hídricos, pelo menos em termos relativos, face a diferentes solicitações.

Adicionalmente, e numa perspectiva diferente, importa ainda referir que mais recentemente têm surgido diversas novas metodologias que têm sido aplicadas na modelação matemática da qualidade da água, algumas das quais se têm revelado bastante promissoras, podendo-se destacar as redes neuronais, os modelos difusos, os autómatos celulares, os modelos orientados para objectos e a simulação baseada nas técnicas de multimédia (CÂMARA *et al.*, 1987a, 1987b e 1991). Estas últimas têm-se revelado particularmente úteis, quando integradas com os modelos de optimização e simulação, na análise e compreensão dos resultados desses modelos.

Apesar do interesse e potencialidade dessas novas metodologias, por detrás da sua aplicação está sempre uma formulação matemática que, na maioria dos casos, se baseia nos mesmos conceitos, ou em conceitos semelhantes, aos que servem de suporte aos modelos que foram referenciados nas secções anteriores, centrando-se as diferenças essencialmente ao nível das técnicas numéricas de solução, do grau de discretização do sistema, da apresentação dos resultados e da rapidez de cálculo.

O facto de modelos desse tipo não terem sido utilizados no presente trabalho, constitui a principal razão que justifica a opção de não se proceder a mais do que uma breve referência aos mesmos, de acordo com o referido na Introdução do presente Capítulo, e à semelhança do efectuado relativamente aos modelos de optimização.

### **3.7 – EFEITOS DOS APROVEITAMENTOS SOBRE OS RIOS A JUSANTE**

Nesta secção pretende-se analisar, ainda que de forma necessariamente resumida, os principais efeitos determinados pela construção e exploração de barragens, e consequente criação das correspondentes albufeiras, sobre a qualidade da água, nomeadamente a jusante dos aproveitamentos e com particular destaque relativamente às repercussões sobre a fauna piscícola.

A decisão de incluir esta secção no Capítulo 3 é suportada pelo facto de ao nível da análise de resultados serem posteriormente abordados alguns desses efeitos, pelo que se entendeu que deviam ser também incluídos no âmbito da revisão bibliográfica, de acordo com o anteriormente referido na Introdução do presente Capítulo.

Este tema, pela sua importância, tem sido tratado por diferentes autores e constituiu, logo no início da década de 1970, um dos estímulos fundamentais ao desenvolvimento dos

processos de modelação matemática da qualidade da água de lagos e albufeiras, em função da necessidade de compreender e simular o comportamento desses sistemas, bem como dos efeitos que determinam a jusante (ORLOB, 1983).

Os rios são sistemas complexos com características físicas, químicas e biológicas próprias. A construção de barragens determina, a montante, a passagem do regime lótico a lântico e, a jusante, as características do rio passam a ser dominadas pelos caudais lançados a partir do aproveitamento (PETTS, 1984).

O efeito de barreira que a barragem determina impossibilita os movimentos migratórios de determinadas espécies, impedindo a sua reprodução. Mesmo no caso em que a barragem possa ser transposta, se estiver equipada com dispositivos para a passagem de peixes, a massa de água constituída pela albufeira poderá não ser o habitat adequado ao acolhimento dessas espécies migradoras (HENRIQUES, 1991).

Por outro lado, a inundação dos cursos de água a montante da barragem e a flutuação do nível da superfície livre na albufeira, são susceptíveis de comprometer zonas de desova, com as consequentes implicações ao nível da reprodução das diferentes espécies. Adicionalmente, a alteração da qualidade da massa de água, comparativamente à situação anterior à criação da albufeira, com particular destaque para a temperatura, é susceptível de determinar a migração para montante das espécies mais sensíveis (salmonícolas), que serão substituídas por espécies menos sensíveis (ciprinícolas), conduzindo a alterações das comunidades de ictiofauna, podendo estas alterações ser potenciadas pela introdução de espécies não autóctones.

A modificação do regime de caudais a jusante do aproveitamento é susceptível de determinar um conjunto de efeitos sobre as espécies piscícolas: a disponibilidade de alimento, os estímulos associados ao início das migrações, o sucesso dos processos de migração e de desova, a sobrevivência de ovos e juvenis, as necessidades de espaço vital e a composição das espécies, correspondem a aspectos que podem ser afectados (FRASER, 1972).

A este nível, a magnitude dos diferentes efeitos parece estar fortemente associada à taxa de variação dos caudais no curso de água, a jusante do aproveitamento. Em condições naturais não se registam variações tão rápidas e repetitivas dos valores do caudal, como as que se observam em função da normal operação do aproveitamento, nomeadamente se este incluir a produção de energia hidroelétrica. Os organismos presentes nos cursos de

água não estão, à partida, adaptados a estas variações, e as numerosas observações efectuadas em diferentes níveis tróficos indicam a ocorrência de diversos efeitos negativos associados às variações das condições gerais de habitat (LAUTERS, 1992).

Associada à alteração do regime de caudais está a modificação das condições de transporte sólido. Com efeito, a redução da concentração de sólidos em suspensão na água lançada para jusante determinará um aumento da sua capacidade erosiva, alterando as condições de habitat através do reajustamento da morfologia do rio e, consequentemente, do próprio escoamento. Adicionalmente, o aumento da erosão irá alterar a estrutura das comunidades bênticas, afectando as populações das espécies piscícolas dependentes destas comunidades.

Contudo, importa referir que alguns dos processos atrás descritos poderão ter efeitos positivos ao nível da ictiofauna. De facto, a regulação de caudais e consequente possibilidade de redução do número e da duração dos períodos de seca, é susceptível de minimizar a mortalidade de peixes, nomeadamente ao nível das fases iniciais do seu ciclo de vida (ovos e juvenis). Por outro lado, a redução da concentração de sólidos em suspensão poderá também ter efeitos positivos, possibilitando a diminuição da taxa de mortalidade, quer de ovos quer de estados larvares (PETTS, 1982).

Considerando os aspectos directamente relacionados com a qualidade da água, verifica-se que nos rios naturais esta é controlada, essencialmente, pelas características climáticas e geológicas da bacia hidrográfica, bem como pela própria ocupação do solo, que determina a afluência de cargas poluentes de origem tópica e difusa à rede hidrográfica. A construção de barragens e a criação das correspondentes albufeiras origina alterações físicas, químicas e biológicas na massa de água, conduzindo a que a água lançada para jusante apresente diferente qualidade, comparativamente à situação natural anterior à construção do aproveitamento.

São diversos os factores susceptíveis de determinar a alteração da qualidade da água represada, sendo que a estratificação térmica da massa de água desempenha um papel fundamental nesse processo, condicionando a qualidade da água lançada para jusante. Esta qualidade depende igualmente da profundidade a que se encontra colocada a tomada de água, factor determinante das características físicas e químicas da água extraída da albufeira.

Na maioria dos casos as albufeiras funcionam como reguladores térmicos e como sumidouros de nutrientes, determinando que as variações sazonais e de curto termo ao nível da qualidade da água, características dos rios naturais, possam ser suavizadas. Contudo, durante certos períodos do ano, a água lançada para jusante pode apresentar baixas temperaturas, concentrações de oxigénio dissolvido extremamente reduzidas e elevados teores de outros parâmetros, tais como ferro, manganês e sulfureto de hidrogénio, de acordo com o desenvolvimento dos processos referidos na secção 2.3.4 do Capítulo 2.

Estes processos são susceptíveis de ocorrer em presença de estratificação térmica e, nomeadamente quando a tomada de água é profunda, determinam a degradação da qualidade da água a jusante do aproveitamento, situação que poderá condicionar os usos a que a água se destina e comprometer, em maior ou menor escala, o normal funcionamento do ecossistema aquático.

A temperatura da água é extremamente importante no que se refere à influência sobre o ciclo de vida das diferentes espécies que se desenvolvem no meio hídrico, funcionando como um parâmetro regulador e condicionante, quer directamente, quer através das repercussões que determina sobre outros parâmetros de qualidade da água.

Se o lançamento de água para jusante dos aproveitamentos for efectuado a partir de tomadas de água profundas é expectável que, nos meses mais quentes do ano, essa água possua uma temperatura bastante inferior à da circulação natural. Esta situação, condicionada pelo perfil vertical de distribuição de temperatura na albufeira, função da estratificação térmica, poderá determinar uma diminuição significativa da temperatura da água no rio a jusante do aproveitamento. A magnitude dessa diminuição depende do balanço entre os caudais da circulação natural e os caudais lançados para jusante a partir do aproveitamento, sendo que, na maioria dos casos, o valor dos segundos é muito superior ao dos primeiros.

Assim, podem ocorrer mudanças cíclicas da temperatura da água a jusante do aproveitamento, associadas ao próprio ciclo de descargas. Adicionalmente, poderão mesmo verificar-se alterações das condições térmicas características do ciclo sazonal.

Estes potenciais efeitos podem ter diferentes repercussões negativas sobre as biocenoses que dependem do sistema hídrico, nomeadamente ao nível da fauna piscícola e com particular incidência relativamente às fases iniciais do seu ciclo de vida.

São vários os autores que têm referenciado esses efeitos. A título de exemplo referem-se alguns casos. Tourenq (TOURENQ e DAUBA, 1978), num estudo realizado em França, refere que em certas zonas de rios de planície, localizadas a jusante de aproveitamentos com elevada capacidade de regularização, o abaixamento da temperatura da água foi responsável por uma rápida diminuição dos efectivos de certas espécies, características de águas mais quentes. Sabaton (SABATON e LAUTERS, 1995), reporta-se ao facto da descida da temperatura da água dos rios, provocada pela descarga a partir de zonas profundas de albufeiras, poder determinar casos de sensibilidade de peixes e de invertebrados a essas alterações, bem como perturbações do desenvolvimento de ovos e estados larvares de certas espécies. Yogo (YOGO *et al.*, 1997) refere a ocorrência de significativas alterações do ciclo de vida da fauna bentónica, em troços de rio a jusante de albufeiras, em resultado da descarga de águas com temperatura baixa.

Adicionalmente, Rodriguez-Ruiz e Granado-Lorencio (RODRIGUEZ e GRANADO, 1992) desenvolveram um estudo sobre os factores que determinam o início da migração para montante de três espécies ciprinícolas em rios espanhóis, tendo obtido resultados que indicam que o factor que determina esse processo é a temperatura da água. Assim, se esta baixar para valores entre os 12°C a 14°C o processo inicia-se, podendo determinar alterações sobre o ciclo de vida destas espécies em função do referido abaixamento da temperatura.

Deste modo, parece evidente que as alterações no regime térmico natural dos cursos de água a jusante de aproveitamentos hidráulicos, nomeadamente quando a tomada de água se encontra localizada a profundidades elevadas, são indutoras de efeitos negativos potencialmente importantes, que se manifestam através de perturbações no estado de equilíbrio dos ecossistemas.

Por outro lado, existem estudos que indicam que a redução da temperatura da água a jusante de barragens poderá favorecer algumas espécies características de águas mais frias. Alguns desses estudos foram já referenciados ao nível da secção 3.5.3, quando se procedeu à análise das aplicações do modelo CE-QUAL-W2 (ANNEAR e WELLS, 2002; HAGGARD e GREEN, 2002; COOK *et al.*, 2003). Contudo, verifica-se que esse possível favorecimento se reporta a rios localizados a altitudes e/ou latitudes elevadas. Para além disso, haverá sempre que tomar em consideração outros aspectos relacionados com a qualidade das águas lançadas para jusante através de tomadas profundas, na medida em que essa situação é susceptível de condicionar a qualidade da água no rio a jusante do aproveitamento.

Com efeito, as alterações da qualidade da água armazenada nas albufeiras, devido à estratificação térmica e aos processos associados anteriormente referidos, podem ter efeitos negativos sobre as biocenoses a jusante do aproveitamento. O défice de oxigénio dissolvido e as elevadas concentrações de parâmetros como o ferro, o manganês e o sulfureto de hidrogénio, nas águas lançadas para jusante a partir de tomadas profundas, constituem factores que poderão condicionar o ciclo de vida de algumas espécies piscícolas.

Adicionalmente, as águas lançadas para jusante a partir de centrais hidroeléctricas equipadas com turbinas de acção, bem como as águas descarregadas através dos órgãos de descarga de cheias, podem apresentar uma sobresaturação de oxigénio dissolvido e de azoto dissolvido, que são susceptíveis de determinar efeitos negativos sobre os ecossistemas aquáticos a jusante. Em particular, o teor de azoto dissolvido nas águas descarregadas a partir de grandes albufeiras pode atingir 130% do valor de saturação, que corresponde a um valor muito superior ao tolerado pela maioria das espécies migradoras, que morrem por asfixia quando tentam progredir para montante (HENRIQUES, 1991).

### **3.8 – MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA. ALBUFEIRAS E RIOS A JUSANTE**

#### **3.8.1 – Introdução**

O número de albufeiras que em todo o Mundo apresenta problemas relacionados com a qualidade da água é bastante significativo, não constituindo Portugal uma excepção neste cenário global. Estes problemas estão associados quer com a afluência de cargas poluentes a estas massas de água, quer com as modificações que a construção e a exploração de barragens determinam sobre o regime hídrico natural.

Com efeito, a afluência de cargas poluentes, tóxicas ou difusas, naturais ou antropogénicas, à rede hidrográfica, constitui, na maioria dos casos, o principal factor responsável pela degradação da qualidade da água. Por outro lado, as modificações impostas pela construção das barragens e correspondente criação de albufeiras, com especial destaque para as que apresentam elevados valores do tempo médio de retenção, são igualmente susceptíveis de contribuir para a degradação da qualidade da água, nomeadamente em função dos efeitos determinados pela estratificação térmica e pelos correspondentes processos associados.

Essa degradação da qualidade da água tem reflexos ao nível da própria albufeira, bem como no curso de água a jusante, ao nível do regime de escoamentos, com destaque para a modificação da curva de duração de caudais, e em termos da qualidade da água desses escoamentos, nomeadamente se a tomada de água para captação dos caudais a lançar para jusante for profunda, de acordo com o referido na secção anterior (3.7).

Deste modo, os problemas associados à degradação da qualidade da água poderão limitar ou condicionar os usos da mesma, tanto ao nível da própria albufeira como do rio a jusante, podendo ainda, nalguns casos, determinar afectações sobre alguns órgãos da própria barragem.

Actualmente, a experiência adquirida e a capacidade de previsão do comportamento dos sistemas de recursos hídricos permite tomar a decisão de construir uma barragem numa perspectiva mais integrada e completa, associando os problemas estruturais e hidrológicos com as questões inerentes à qualidade da água, considerando a forma como esta qualidade influencia e é influenciada pelos diversos usos para que o aproveitamento é concebido (RODRIGUES, 1998).

Com efeito, existem diversas medidas que podem ser consideradas ao longo das fases de concepção, construção e exploração de um aproveitamento, que têm como objectivo resolver ou minimizar os problemas associados à qualidade da água. Essas medidas podem, genericamente, ser classificadas em dois diferentes tipos:

- Medidas de controlo efectivo das aflúências geradas na bacia hidrográfica que drena para a albufeira, de forma a que a capacidade de carga da massa de água não seja ultrapassada, garantindo que a mesma terá uma qualidade compatível com os usos para os quais foi concebida. Estas medidas enquadram-se no princípio da precaução, preconizado pela Directiva Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE de 22 de Dezembro) e, normalmente, envolvem o correcto planeamento e ordenamento das actividades que se desenvolvem na bacia hidrográfica, bem como um tratamento adequado das águas residuais aí produzidas, para reduzir as cargas de poluição afluentes à massa de água.
- Medidas de intervenção ao nível da própria albufeira. Estas medidas podem envolver diversos tipos de técnicas de intervenção, mas funcionam normalmente numa perspectiva reactiva, como resposta a uma situação de degradação da qualidade da água na albufeira. A aplicação deste tipo de medidas é, nalguns casos, bastante dispendiosa, e de eficiência nem sempre elevada.



Em certas situações é necessário considerar a utilização dos dois tipos de medidas em simultâneo, uma vez que nalguns casos a consideração das medidas do segundo tipo é insuficiente se, simultaneamente, não se proceder a uma redução efectiva da carga poluente afluente à massa de água. Adicionalmente, importa referir que a cada massa de água com um determinado problema de qualidade corresponde um caso particular, para cuja resolução é necessário conhecer todos os contornos das causas do problema, de forma a que seja possível equacionar a medida ou conjunto de medidas mais adequadas a cada caso específico.

A análise detalhada dos dois tipos de medidas atrás referidos é uma tarefa vasta e que cai fora do âmbito do presente trabalho. Contudo, entendeu-se que seria útil proceder a uma breve revisão das técnicas mais utilizadas ao nível das medidas do segundo tipo. Esta decisão é suportada pelo facto de na análise de resultados serem posteriormente abordadas algumas dessas técnicas, pelo que se entendeu que deviam ser também incluídas no âmbito da revisão bibliográfica, de acordo com o anteriormente referido na Introdução do presente Capítulo, e à semelhança do efectuado relativamente à secção 3.7 atrás apresentada.

### **3.8.2 – Tomada de água selectiva**

A tomada de água selectiva, englobando diversas janelas que permitem a captação de água a diferentes cotas, pode constituir uma medida importante, quer para fazer face às variações do nível da superfície livre da albufeira, quer para permitir a captação de água a partir das camadas onde esta apresenta uma melhor qualidade, nomeadamente durante o período de estratificação térmica, em que a massa de água apresenta gradientes verticais ao nível da concentração de diferentes parâmetros descritores da sua qualidade.

Este tipo de dispositivo reveste-se de particular importância em termos da potencial melhoria da qualidade da água lançada para jusante do aproveitamento. Com a instalação de um sistema de tomada de água selectiva pretende-se, essencialmente, dispor de um conjunto de alternativas de captação de água a diferentes cotas, podendo essa água ser destinada a um sistema de abastecimento ou à produção de energia hidroeléctrica, sendo, nesse caso, posteriormente lançada para jusante através do circuito hidráulico do aproveitamento. Com um sistema deste tipo é possível, em cada momento, seleccionar qual a profundidade mais adequada para se proceder à extracção de água da albufeira.

Atendendo a que a localização da tomada de água é susceptível de provocar alterações ao nível do regime hidrodinâmico da albufeira, através da modificação dos padrões de circulação, é desejável que a definição da cota a que a água deve ser captada tenha em atenção não apenas as questões associadas à qualidade da água a lançar para jusante, mas também as potenciais alterações sobre a hidrodinâmica e, conseqüentemente, sobre a própria evolução da qualidade da água da albufeira. Para avaliar este tipo de situações e suportar a decisão a tomar, são particularmente úteis os modelos de simulação matemática da qualidade da água.

Se a instalação de um sistema de tomada de água selectiva for equacionada durante a fase de projecto de um determinado aproveitamento, os custos associados à sua construção serão, na maioria dos casos, marginais relativamente ao investimento total. Por outro lado, se se considerar a construção de um sistema deste tipo após a entrada em funcionamento do aproveitamento, os custos envolvidos assumirão necessariamente uma ordem de grandeza superior. Adicionalmente, ter-se-á que avaliar os inconvenientes sobre a normal exploração do aproveitamento, nomeadamente ao nível da necessidade de esvaziamento, ainda que parcial, da albufeira, com as correspondentes conseqüências em termos de equilíbrio ecológico.

Apesar dos referidos inconvenientes, existem registos da instalação de tomadas selectivas posteriormente à entrada em funcionamento de vários aproveitamentos. Refere-se, a título de exemplo, o caso dos Estados Unidos da América, onde um importante número de aproveitamentos de fins múltiplos foi construído durante as décadas de 1960 e 1970 e, posteriormente à construção desses aproveitamentos, a tomada de consciência relativamente aos problemas de degradação da qualidade da água e aos correspondentes desequilíbrios ecológicos, conduziu à necessidade de se tomarem em consideração medidas para a melhoria da qualidade da água lançada para jusante.

Na sequência deste processo foram desenvolvidos diferentes estudos, nalguns dos quais foram analisados os potenciais efeitos decorrentes da construção de tomadas selectivas, que conduziram à instalação de diversos sistemas deste tipo, tendo-se verificado, apesar dos importantes investimentos efectuados, resultados bastante satisfatórios em termos da melhoria da qualidade da água a jusante dos correspondentes aproveitamentos (RODRIGUES, 1992).

São em seguida referenciados vários casos de estudo em que foram considerados os efeitos de tomadas de água selectivas, sendo analisadas as suas vantagens e inconvenientes, quer no rio a jusante do aproveitamento, quer na correspondente albufeira.

Schlenkhoff estudou a albufeira de Wupper, localizada no rio Wupper, na Alemanha (SCHLENKHOFF, 1997). A correspondente barragem foi construída no final da década de 1980, tendo como principal objectivo garantir caudais a jusante de forma a melhorar a qualidade da água no rio, especialmente durante os meses de Verão. Deste modo, a qualidade da água da albufeira tornou-se determinante para todo o sistema a jusante da barragem.

No estudo desenvolvido foi aplicado um modelo unidimensional de simulação matemática da qualidade da água, que permitiu a análise dos efeitos de diferentes cenários de exploração sobre essa qualidade, quer na albufeira, quer no rio a jusante. Os resultados do estudo desenvolvido permitiram verificar que o lançamento de água para jusante, a partir de uma tomada localizada próximo da superfície, possibilitaria que a qualidade dessa água melhorasse de forma significativa, mas, por outro lado, a estratificação térmica da albufeira tornar-se-ia mais marcada e manter-se-ia até mais tarde no ano.

Segundo o autor do estudo, esta situação resultaria do estabelecimento de quase um “curto-circuito” entre os caudais afluentes à albufeira e o seu lançamento para jusante, durante o período de estratificação térmica, mantendo-se as camadas abaixo da termoclina sem qualquer tipo de circulação.

Um trabalho do mesmo tipo foi desenvolvido no Japão, tendo sido estudada a albufeira designada por lago Sapporo, criada pela construção da barragem de Jozankei (YOGO *et al.*, 1997). Os efeitos sobre a qualidade da água da albufeira e do rio a jusante da barragem, determinados pela tomada de água a diferentes níveis, foram estudados durante um período de quatro anos. Os resultados obtidos demonstraram que a alteração da cota da tomada de água determinou mudanças nos padrões de circulação e de qualidade da água na albufeira.

Verificou-se que durante a Primavera, período a que corresponde uma importante afluência de caudais em função do degelo, o escoamento afluente circula apenas através das camadas mais superficiais da massa de água, quando se estabelece a captação a partir de cotas próximas da superfície.

Por outro lado, e de acordo com o anteriormente referenciado na secção 3.7 relativamente ao mesmo estudo, foram observadas alterações significativas do ciclo de vida da fauna bentónica em resultado do lançamento para jusante de água com baixas temperaturas, captada através de tomadas localizadas em profundidade.

Assim, de acordo com os resultados obtidos, os autores do estudo concluíram que a melhor estratégia para a selecção da cota da tomada de água passa pela captação a níveis de maior profundidade durante a Primavera, de forma a proporcionar uma maior mistura da massa de água durante esse período, efectuando, durante os meses mais quentes do ano, a captação a partir de níveis próximos da superfície, no sentido de minimizar as perturbações sobre o ecossistema a jusante da barragem.

Um outro estudo, relativo à albufeira de Hungry Horse, localizada no rio Flathead, no estado do Arizona, refere que a entrada em operação do aproveitamento, em 1952, determinou diversas alterações físicas, químicas e biológicas no sistema de recursos hídricos a jusante da barragem, com particular destaque para a significativa diminuição da temperatura da água, em resultado da tomada se efectuar a profundidades elevadas (MAROTZ, 2001).

Em 1996 foi instalada uma estrutura de tomada de água selectiva, que permitiu controlar a temperatura da água lançada para jusante, tendo-se verificado uma aproximação significativa às condições de regime natural. Actualmente, continuam a ser desenvolvidos estudos no sentido de avaliar quais as melhores estratégias de operação do aproveitamento, de forma a minimizar os efeitos sobre o ambiente aquático e as diferentes espécies dele dependentes.

A hipótese de instalação de uma tomada de água selectiva na barragem de Glen Canyon, localizada no rio Colorado, no estado do Arizona, tem vindo também a ser objecto de diversos estudos, recentemente desenvolvidos. A referida barragem é a quarta mais alta dos Estados Unidos da América, e é responsável pela criação da segunda maior albufeira desse país, designada por lago Powell (CUTLER e GEORGE, 2000).

Para o desenvolvimento desses estudos têm sido utilizados diferentes modelos matemáticos de simulação da qualidade da água, neles se incluindo o CE-QUAL-W2, com o objectivo de avaliar os efeitos de potenciais alterações operacionais e estruturais para melhorar a qualidade da água, quer na albufeira, quer no rio a jusante da correspondente barragem.

Os resultados obtidos demonstraram que a instalação de uma tomada selectiva permitiria melhorar a qualidade da água a jusante da barragem, com especial destaque para a temperatura, permitindo a subida dos valores deste parâmetro e, consequentemente, a sua aproximação aos valores característicos da situação de regime natural. Estas alterações irão melhorar as condições de habitat no rio a jusante do aproveitamento, beneficiando as espécies piscícolas nativas do rio Colorado (CUTLER e GEORGE, 2000).

Igualmente para o aproveitamento de Glen Canyon, foi desenvolvido, numa perspectiva diferente, um estudo sobre as modificações que a instalação de uma tomada selectiva poderá introduzir sobre o regime hidrodinâmico da massa de água e as condições de operacionalidade da barragem (VERMEYEN, 1999).

O estudo realizado, que envolveu a utilização de modelos físicos (à escala de 1:20) e computacionais, possibilitou a obtenção de resultados que demonstraram que ocorrerá um aumento da perda de carga no circuito hidráulico, quando a tomada de água é efectuada mais próxima da superfície. Foi estimado que esse aumento será relativamente reduzido, prevendo-se um limite superior para este valor da ordem de 0.15 m, em termos de perda de carga hidráulica total, que corresponde a sensivelmente 0.11% da queda bruta do aproveitamento. No entanto, importa referir que esses valores foram obtidos após a optimização da concepção da tomada de água selectiva, no sentido de serem minimizadas as perdas de carga associadas ao seu funcionamento.

No mesmo estudo, foi igualmente analisada a possibilidade de formação de vórtices potenciais rectilíneos. Os resultados obtidos permitiram concluir que essa situação poderá ser resolvida através da concepção cuidada da estrutura de tomada de água e com a consideração de um nível de submergência adequado que, para os valores de caudal mais elevados e de acordo com os resultados obtidos, não deverá ser inferior a cinco metros de altura de água.

### **3.8.3 – Destratificação e arejamento da massa de água**

De acordo com o referido no Capítulo 2, nomeadamente ao nível da secção 2.3.4, a estratificação térmica de uma massa de água constitui um processo que é susceptível de contribuir para a degradação da correspondente qualidade da água, na medida em que potencia um conjunto de mecanismos que concorrem para essa degradação.

Atendendo a que é no hipolimnion da massa de água que se verifica, durante o período de estratificação térmica, o maior consumo de oxigénio dissolvido e, em função da depleção da concentração deste parâmetro, se desenvolvem diversas reacções que determinam a formação de compostos indesejáveis, é natural que tenham vindo a ser propostas diferentes medidas tendentes a minimizar este tipo de problemas e as consequências daí resultantes.

Essas medidas, apesar de contemplarem diversas variantes, passam normalmente por processos de arejamento artificial da massa de água, nomeadamente ao nível do hipolimnion, e pela circulação induzida ou forçada na massa de água. No primeiro caso o objectivo é, em primeira análise, a criação de uma fonte artificial de oxigénio dissolvido que minimize os efeitos decorrentes da depleção deste parâmetro, embora nalguns casos seja possível também induzir padrões de circulação na massa de água que contrariem a própria estratificação térmica. No segundo caso, pretende-se a produção artificial de correntes com capacidade para alterar o regime hidrodinâmico natural da massa de água, de forma a criar condições para o arejamento do hipolimnion, e que contrariem também a estratificação térmica, podendo, nalguns casos, determinar a quebra da própria termoclina.

O arejamento artificial da água do hipolimnion é normalmente efectuado através do bombeamento de ar ou de oxigénio, por intermédio de sistemas que incluem uma rede de tubagens imersas equipadas com dispersores. No caso do bombeamento de ar, este é introduzido na massa de água através de compressores ligados à referida rede de tubagens, que pode ser colocada a diferentes profundidades, sendo que o mais comum é a sua colocação junto ao fundo. O bombeamento de oxigénio puro constitui uma alternativa ao bombeamento de ar que, contudo, tem sido menos utilizada em função de problemas associados ao custo do oxigénio e ao seu armazenamento em segurança.

Existem essencialmente dois grupos de parâmetros que influenciam o processo de arejamento artificial de uma massa de água. O primeiro grupo refere-se aos parâmetros naturais característicos da própria massa de água, incluindo o tempo médio de retenção, o volume, a profundidade média e todos os outros factores fisiográficos, hidrológicos e meteorológicos que condicionam a estratificação térmica e a sua estabilidade. No segundo grupo englobam-se as características inerentes ao sistema de fornecimento de ar, incluindo a configuração do difusor, a profundidade a que é colocado, o caudal de ar bombeado e o próprio tamanho das bolhas de ar.

No que se refere aos difusores estes podem ser de diferentes tipos, sendo que os mais comuns são os pontuais e os de linhas paralelas.

Os difusores pontuais correspondem a um conjunto de tubagens verticais, estando cada uma delas equipada com um único difusor colocado na extremidade de cada tubagem, permitindo obter elevados valores para a velocidade de ascensão das bolhas de ar. Por outro lado, nos difusores de linhas paralelas o ar é bombeado através de um conjunto de tubagens, colocadas horizontalmente a uma dada profundidade, que possuem um grande número de orifícios ou difusores ao longo do seu comprimento.

O sistema de difusores pontuais, em função da elevada velocidade de ascensão das bolhas de ar, possibilita uma maior mistura vertical, sendo mais fácil conseguir a eventual destratificação da massa de água. Por outro lado, com o sistema de difusores em linha consegue-se obter uma cortina de bolhas de ar que abrange uma maior zona de influência na massa de água, obtendo-se, normalmente, uma maior eficiência na transferência de oxigénio.

Relativamente à profundidade a que devem ser colocados os difusores, é necessário ter em atenção que o seu efeito só se faz sentir na coluna de água acima da profundidade a que são instalados, não se obtendo mistura e, sobretudo, arejamento nas camadas situadas a profundidades inferiores. Assim, os difusores deverão ser colocados a uma profundidade que seja compatível para o fim a que, em cada caso, se destinam. Por outro lado, é sempre conveniente que os difusores sejam mantidos a alguma distância vertical do leito da massa de água, de forma a evitar a ressuspensão dos sedimentos do fundo que, a ocorrer, poderá determinar a colmatção dos próprios difusores, bem como problemas adicionais em termos de qualidade da água.

No que se refere à dimensão das bolhas de ar, verifica-se que esta depende, essencialmente, do diâmetro dos difusores e do diferencial de pressão entre o interior da tubagem e a massa de água. As bolhas de ar de maiores dimensões apresentam menor eficiência nas transferências gasosas e de energia, em função da menor relação entre a sua área superficial e o seu volume. Deste modo, as bolhas de ar de menores dimensões têm uma maior capacidade de transferência gasosa por unidade de volume de ar. Por outro lado, a adopção de orifícios de dimensões muito reduzidas poderá causar problemas ao nível da maior facilidade de colmatção dos mesmos, pelo que o dimensionamento dos difusores deverá obedecer a critérios que tenham em consideração não só os objectivos pretendidos com a instalação do sistema, mas também a profundidade a que os difusores serão colocados e as próprias características de qualidade da massa de água, com especial destaque para a concentração de sólidos suspensos totais.

Os modelos matemáticos de simulação podem desempenhar um importante papel no dimensionamento deste tipo de sistemas. Num estudo desenvolvido por Imteaz (IMTEAZ e ASAEADA, 2000), procedeu-se ao acoplamento de um modelo de dinâmica de fitoplankton a um modelo que simula a mistura induzida na massa de água por um sistema artificial de arejamento. Os resultados desse estudo indicaram que o número de difusores, o caudal de ar bombeado para a massa de água, bem como o momento de entrada em acção do sistema e a duração dos seus períodos de funcionamento, constituem factores fundamentais para a eficiência do processo de arejamento.

Num outro estudo (COX, PADLEY e HANNON, 1997), foi aplicado um modelo computacional de dinâmica de fluidos a uma massa de água com um volume total de  $12 \text{ hm}^3$ , para analisar a eficiência de várias técnicas de mistura e destratificação, tendo sido possível avaliar um conjunto de diferentes cenários que não poderiam ter sido estudados em detalhe por outros meios. Os resultados do estudo desenvolvido permitiram verificar que para o caso em análise o sistema de arejamento artificial possibilitou a obtenção de melhores resultados, em termos de recuperação da qualidade da água, comparativamente a um sistema de circulação forçada. Contudo, concluiu-se também que este último poderá ser mais eficiente no caso de massas de água com um menor volume, e em que a depleção da concentração de oxigénio dissolvido seja menos acentuada.

No que se refere a Portugal, existem já diversos casos de utilização de sistemas de arejamento artificial de massas de água. De entre esses casos podem-se referir dois: o primeiro diz respeito à albufeira de Vilar, localizada no rio Távora que é um afluente da margem esquerda do rio Douro; o segundo corresponde à lagoa das Furnas, situada na ilha de S. Miguel no arquipélago dos Açores.

A albufeira de Vilar, que possui um volume total de  $98 \text{ hm}^3$  à cota do nível de pleno armazenamento, apresentava um acentuado grau de eutrofização, nomeadamente durante o período de estiagem. Os efeitos decorrentes desse processo de eutrofização faziam-se sentir também ao nível da central do Tabuaço, localizada a cerca de 15 km a jusante da barragem, em função dos elevados teores de sulfureto de hidrogénio presentes na água lançada para jusante da barragem, que determinaram corrosão acentuada no equipamento da central (RODRIGUES, 1992 e 1998; GIL, 1990).

Para minimizar o problema foi instalado, nas proximidades da barragem, um sistema de difusores de linhas paralelas, constituído por um conjunto de tubagens de material plástico dispostas paralelamente entre si e relativamente à barragem. O funcionamento deste



sistema, que actualmente ainda está em actividade, tem permitido obter resultados bastante satisfatórios, possibilitando a melhoria da qualidade da água da albufeira, ainda que apenas numa zona localizada junto à barragem, mas que se tem demonstrado suficientemente eficaz para evitar os problemas anteriormente verificados, associados às elevadas concentrações de sulfureto de hidrogénio.

A lagoa das Furnas tem um volume total de cerca de 15 hm<sup>3</sup>, uma profundidade média de 8.7 m e uma profundidade máxima de sensivelmente 12 m. A partir do final da década de 1980 e início da década de 1990 vários estudos, desenvolvidos pelo Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (*in* FILIPE, 1999), demonstraram que a qualidade dessa massa de água apresentava um avançado estado de degradação, função, essencialmente, do elevado grau de eutrofização.

Na sequência desses estudos foi dimensionado e colocado em funcionamento, em 1995, um sistema de arejamento da massa de água, constituído por um compressor e duas linhas de arejamento, instaladas a 0.7 m do fundo, com o objectivo de homogeneizar a coluna de água, mas tentando evitar a ressuspensão de sedimentos. Os resultados obtidos foram positivos, tendo sido possível promover a destratificação da massa de água e eliminar as condições de anaerobiose junto ao fundo (UNL, 1996).

Posteriormente, foram desenvolvidos outros estudos relativamente à bacia hidrográfica que drena para a lagoa das Furnas, no sentido de identificar processos susceptíveis de contribuir para a redução das cargas de nutrientes e de sedimentos afluentes à massa de água, de forma a possibilitar uma mais eficaz recuperação da sua qualidade (TAVARES, 1997).

Relativamente aos sistemas de circulação induzida ou forçada na massa de água, já referenciados no início da presente secção, o seu princípio de funcionamento tem por base a produção artificial de correntes, com o objectivo de alterar o padrão de circulação natural da massa de água. Esta medida, à semelhança do arejamento artificial, não elimina as origens que determinam a degradação da qualidade da água mas, se adequadamente projectada e implementada, pode contribuir para o arejamento do hipolimnion e, em certos casos, proporcionar a quebra da termoclina, permitindo contrariar o desenvolvimento de condições anaeróbias.

Existem diversos dispositivos com capacidade para promover a circulação induzida ou forçada, bem como diferentes formas de a colocar em prática. Um dos processos mais

utilizados consiste na extracção de água do hipolimnion, forçando-a a ir até à superfície onde é naturalmente arejada em contacto com a atmosfera. Essa água, sendo mais fria e possuindo um maior peso específico, tem tendência para se deslocar de novo para profundidades mais elevadas, misturando-se no hipolimnion e promovendo um aumento da concentração de oxigénio dissolvido no mesmo. Assim, para além do arejamento do hipolimnion, consegue-se também induzir circulação vertical na massa de água que contribui para atenuar o efeito de estratificação determinado pela termoclina.

Um outro tipo de processo consiste em bombear a água do hipolimnion até à superfície, fazendo-a retornar às camadas mais profundas através de um circuito fechado, que impede a sua mistura ao longo da coluna de água. Deste modo, consegue-se um arejamento mais eficaz do hipolimnion, comparativamente com o processo anteriormente descrito, mas, em contrapartida, não se obtém qualquer atenuação da estratificação térmica da massa de água, na medida em que não é promovida a mistura entre massas de água de diferente peso específico.

Um outro processo, particularmente utilizado em massas de água com reduzida profundidade, consiste na utilização de agitadores mecânicos, com o objectivo de forçar a mistura entre as camadas de água de diferentes profundidades. Esses agitadores mecânicos, que em muitos casos apresentam a forma de hélices, são normalmente colocados junto ao fundo, e o seu funcionamento é susceptível de induzir a circulação na massa de água, que tem como efeito contribuir para a homogeneização das características da mesma.

Para concluir a presente secção importa referir que, de acordo com as diversas referências bibliográficas consultadas, os sistemas analisados, tanto os que se baseiam nos processos de arejamento artificial da massa da água através do bombeamento de ar, como os que se fundamentam na circulação induzida ou forçada, têm sido preferencialmente utilizados em massas de água de dimensões relativamente reduzidas, cujo volume, na maioria dos casos, não ultrapassa os 50 hm<sup>3</sup>.

Com efeito, para uma dada massa de água ser destratificada por meios diferentes daqueles que determinam o desenvolvimento natural desse processo, é necessário fornecer ao sistema uma quantidade de energia tanto maior quanto maior for a estabilidade da estratificação térmica. Por outro lado, essa estabilidade tende a ser mais acentuada em massas de água que possuem elevados valores de volume de armazenamento, profundidade e tempo de residência, factores que justificam o facto das experiências de

destratificação artificial serem mais comuns e melhores sucedidas em albufeiras relativamente pequenas.

Contudo, isso não significa que os sistemas anteriormente analisados não possam ser utilizados em massas de água de maior dimensão. De facto, essa utilização estará dependente da análise das características da massa de água, com destaque para a sua altura média e estabilidade da estratificação térmica, mas, no limite, o sucesso de uma intervenção deste tipo dependerá sempre do adequado dimensionamento do sistema a cada caso de estudo, e da capacidade de suportar os custos de investimento e de funcionamento.

Com efeito, existem casos, como o anteriormente referenciado relativamente à albufeira de Vilar, em que estes processos são aplicados com sucesso a massas de água de maior dimensão, sendo que os efeitos determinados pelo seu funcionamento poderão não envolver a globalidade da albufeira, mas estão na origem de melhorias locais que permitem minimizar os problemas de qualidade da água, nomeadamente ao nível da que é lançada para jusante do aproveitamento.

#### **3.8.4 – Pré-albufeiras**

Um tipo de medida, actualmente bastante utilizada ao nível da protecção da qualidade da água de albufeiras, corresponde à construção de pequenos açudes, localizados na zona do limite do regolho da albufeira. Estas obras, que nalguns casos se encontram submersas pela própria albufeira, designam-se por pré-albufeiras (“pre-reservoirs”) e constituem pequenos reservatórios, com um tempo médio de retenção de poucos dias, que permitem a redução das afluências de fósforo à massa de água principal.

Atendendo a que o fósforo é em muitos casos o nutriente limitante, desempenhando um papel relevante no processo de eutrofização das massas de água, o controlo da sua afluência é particularmente importante, na medida em que pode reduzir de forma significativa o risco de eutrofização e consequente degradação da qualidade da água.

A remoção de fósforo nas pré-albufeiras é o resultado de processos físico-químicos e bioquímicos que se desenvolvem ao longo de diversas fases. A primeira fase corresponde à conversão bioquímica do fósforo dissolvido a particulado, essencialmente sob a forma de fitoplankton. A segunda fase é inerente ao processo de sedimentação do fitoplankton e de outra matéria particulada na pré-albufeira (PÜTZ, 1998).

O processo de adsorção do ortofosfato em solução pelas algas, nas pré-albufeiras, é particularmente eficaz numa gama de pH entre 6.0 e 8.0. Fora desta gama os processos físico-químicos entram em competição com a adsorção pelas algas, conduzindo a que o ortofosfato se combine com o ferro, alumínio e manganês, para pH inferior a 6.0, ou com o cálcio, para pH superior a 8.0.

O processo de sedimentação é potenciado por uma adequada estrutura da população fitoplanctónica, sendo desejável que predominem as espécies com uma elevada velocidade de sedimentação, com particular destaque para as diatomáceas. Por outro lado, deve ser evitado o crescimento excessivo de espécies zooplanctónicas, em função da predação que estas exercem sobre o fitoplancton. O desejável equilíbrio das populações fitoplanctónicas e zooplanctónicas pode ser conseguido através de um adequado tempo médio de retenção na pré-albufeira, que permita o crescimento de espécies como as diatomáceas e outras algas com rápidas taxas de crescimento e que, simultaneamente, limite o desenvolvimento de algas verdes-azuis e de zooplancton (PÜTZ, 1998).

Adicionalmente, para o controlo das espécies zooplanctónicas deverá também concorrer uma adequada estrutura das comunidades piscícolas, evitando-se a presença de peixes predadores que se alimentam de peixes de menores dimensões, que por sua vez funcionam como predadores das espécies de zooplancton.

Tomando em consideração estes diferentes processos, podem ser definidas, de acordo com Pütz (PÜTZ, 1998), as principais regras associadas ao dimensionamento e operação das pré-albufeiras, de forma a que seja maximizada a remoção de fósforo:

- o dimensionamento de uma pré-albufeira deve ter como orientação a obtenção de um tempo médio de retenção optimizado, da ordem de poucos dias, que permita o desenvolvimento adequado dos processos de conversão de fósforo dissolvido a particulado e de sedimentação;
- a profundidade média de uma pré-albufeira não deve ultrapassar a profundidade da zona eufótica, que na maioria dos casos é da ordem dos três metros, uma vez que a taxa de eliminação de fósforo, em termos globais, decresce exponencialmente com o aumento da profundidade;
- se a profundidade máxima da pré-albufeira for superior à profundidade da zona eufótica, estabelece-se um forte gradiente vertical de concentração de ortofosfato, observando-se elevadas concentrações nas camadas mais profundas e baixas concentrações próximo da superfície, situação que, a ocorrer, determina a necessidade de proceder a descargas superficiais a partir da pré-albufeira;

- os sedimentos do fundo deverão ser removidos ao final de um período de operação da ordem dos cinco a dez anos, situação que obrigará ao esvaziamento da pré-albufeira através da sua descarga de fundo.

Na Figura 3.7 é apresentado o esquema em corte longitudinal de uma pré-albufeira. As duas estruturas localizadas na zona de montante da pré-albufeira são, nalguns casos, utilizadas para promover a deposição de sólidos em suspensão na zona de montante, facilitando a sua posterior remoção e permitindo mitigar a redução do volume útil correspondente ao “espaço de reacção”.

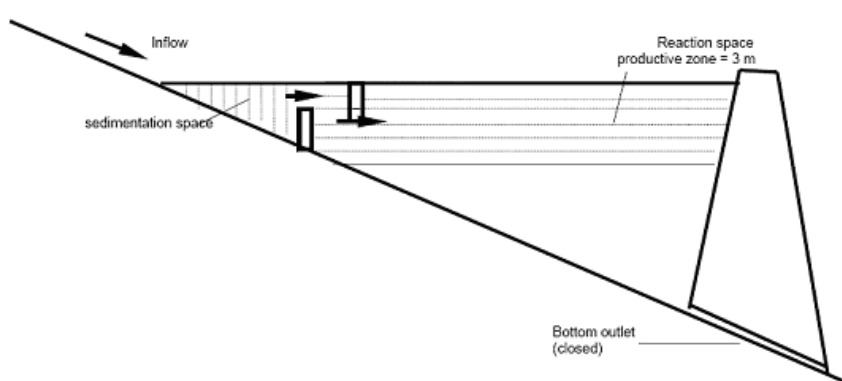


Figura 3.7 - Representação esquemática de uma pré-albufeira (Fonte: PÜTZ, 1998).

Em termos da eficiência das pré-albufeiras ao nível da taxa de remoção de fósforo total e de ortofosfatos, importa referir um estudo desenvolvido no período de 1991 a 1996, em onze pré-albufeiras distribuídas pelas cabeceiras de cinco albufeiras da região alemã da Saxónia (PÜTZ, 1998). Os resultados desse estudo permitiram concluir que o tempo médio de retenção nas onze pré-albufeiras varia entre dois e doze dias, que a percentagem de remoção de ortofosfatos está compreendida numa gama entre 40% e 64%, e que a percentagem de remoção de fósforo total oscila entre 22% e 44%.

No mesmo estudo é ainda referido que as percentagens de remoção não são superiores porque cerca de 60% das afluências de fósforo à massa de água ocorrem no período entre Novembro e Abril, correspondendo os remanescentes 40% ao período de Maio a Outubro, sendo que as taxas de remoção são substancialmente mais baixas no primeiro período do que no segundo, em função do importante papel que o fitoplankton desempenha do processo de eliminação do fósforo ao nível das pré-albufeiras.

Um outro estudo, desenvolvido igualmente na Alemanha por Scharf (SCHARF, 1998), reporta-se à albufeira de Große Dhünn, localizada na região Oeste da Alemanha, próximo

da cidade de Colónia. Trata-se de um aproveitamento de fins múltiplos com uma capacidade total de 81 hm<sup>3</sup> e constitui a principal origem de água de cerca de um milhão de consumidores. Nas zonas das cabeceiras da albufeira foram construídas 17 pré-albufeiras, com o objectivo de minimizar as afluências de sedimentos e nutrientes à massa de água principal. Os resultados deste estudo indicam que, em termos médios anuais, a percentagem de remoção do fósforo total afluente ao nível das pré-albufeiras é da ordem dos 55%.

Do exposto, pode concluir-se que as pré-albufeiras podem funcionar como uma útil e eficaz ferramenta de gestão da qualidade da água de albufeiras, nomeadamente daquelas que apresentam problemas de eutrofização e em que o fósforo desempenha um papel relevante nesse processo. Apesar disso, as pré-albufeiras funcionam como uma medida reactiva, pelo que não deverão substituir o controlo efectivo das fontes de nutrientes existentes na bacia hidrográfica que drena para a albufeira.

### **3.8.5 – Outras medidas**

#### **3.8.5.1 - Introdução**

Na presente secção (3.8.5) serão abordadas, de forma sumária, um conjunto de outras medidas de recuperação da qualidade da água, que correspondem igualmente a processos de intervenção ao nível da própria albufeira mas que, ao contrário do analisado nas três secções anteriores, têm tido uma utilização menos frequente, encontrando-se por isso menos bem documentadas, ou que, nalguns casos, têm vindo a cair progressivamente em desuso, em função dos efeitos secundários associados.

#### **3.8.5.2 – Divisão longitudinal da massa de água**

Recentemente têm sido desenvolvidos vários ensaios em que se utilizam cortinas flexíveis submersas (“submerged flexible curtain”), como forma de tentar melhorar a qualidade da água de albufeiras que apresentam uma capacidade total relativamente pequena, normalmente não superior a 20 hm<sup>3</sup>, e um baixo valor da relação entre a largura e o comprimento (PAUL, SCHRÖTER e LABAHN, 1997; PRIYANTHA *et al.*, 1997).

Essas cortinas são colocadas de forma a unirem as duas margens da massa de água, na zona de montante da mesma, desde a superfície até à profundidade da fronteira entre o metalimnion e o hipolimnion, durante o período de estratificação térmica. Desta forma é possível evitar os curtos-circuitos hidráulicos que ocorrem frequentemente entre as afluições à massa de água e a zona de jusante da mesma, com o escoamento a circular ao longo da termoclina.

Os resultados dos ensaios desenvolvidos permitiram verificar que a utilização das cortinas flexíveis submersas possibilitou, para além da interrupção dos curtos-circuitos hidráulicos, aumentar o tempo de retenção do escoamento afluente na zona de montante da massa de água, limitar a afluência de nutrientes à zona de jusante e, consequentemente, reduzir o desenvolvimento da biomassa algal nessa zona da albufeira.

Apesar dos autores dos estudos atrás referenciados considerarem que a instalação deste tipo de cortinas pode funcionar como uma alternativa mais económica à construção de pré-albufeiras, entende-se que a ainda reduzida experiência na sua utilização não permite extrair conclusões fiáveis relativamente a dois aspectos importantes, que se prendem com a sua aplicação a sistemas de maiores dimensões e com a sua durabilidade.

Um outro tipo de cortinas verticais que também tem vindo a ser testado, embora numa perspectiva diferente da anteriormente referida, corresponde à instalação desses elementos na proximidade das tomadas de água, ancorados ao fundo e colocados de forma a que a sua parte superior se situe acima da termoclina. A instalação deste tipo de cortinas tem por objectivo a modificação do regime de circulação nas proximidades das tomadas de água, durante o período de estratificação térmica, evitando a captação a partir do hipolimnion.

Contudo, os ensaios até agora efectuados têm demonstrado que embora a eficiência destes sistemas seja razoável, é de duração bastante limitada no tempo, devido à rápida degradação das cortinas em resultado dos esforços a que são sujeitas, em função das elevadas velocidades de escoamento nas zonas onde são colocadas, o que determina substituições frequentes e, consequentemente, custos bastante elevados (ORLOB, 1998).

#### 3.8.5.3 – Injecção de oxigénio no circuito hidráulico

Existem casos em que a degradação da qualidade da água da albufeira se faz sentir também ao nível de baixos valores da concentração de oxigénio dissolvido na água lançada

para jusante do aproveitamento, de acordo com o referenciado nas secções 3.7 e 3.8.2. Esta situação é particularmente comum durante o período de estratificação térmica da albufeira, e quando a tomada de água para o circuito hidráulico está localizada a uma cota fixa e profunda.

No sentido de obviar este problema, tem sido referenciada uma medida que consiste na injeção de oxigénio puro num local apropriado do circuito hidráulico do aproveitamento. Com a aplicação desta medida, e tirando partido das condições de grande turbulência normalmente existentes no referido circuito hidráulico, consegue-se uma rápida e eficiente mistura do oxigénio na água, permitindo o aumento da concentração de oxigénio dissolvido na água lançada para jusante (RODRIGUES, 1992).

Contudo, deve citar-se que não foi possível encontrar referências à utilização desta medida em casos concretos. Esta situação, se por um lado pode constituir um indicador de uma utilização algo limitada desta técnica, por outro lado poderá ser um reflexo dos problemas associados ao custo elevado, quer do oxigénio quer das instalações necessárias ao seu armazenamento em segurança.

#### 3.8.5.4 – Efeito de grupos reversíveis

Nos aproveitamentos hidroeléctricos equipados com grupos reversíveis, com capacidade de proceder alternadamente a turbinagem e a bombeamento de água, como é o caso, em Portugal, dos sistemas Agueira-Raiva e Alqueva-Pedrogão, o bombeamento de água para a albufeira principal a partir do contra-embalse de jusante é susceptível de induzir alterações no campo de correntes, comparativamente à situação que existiria na ausência desse processo.

Adicionalmente, se à água bombeada estiverem associadas características como temperatura mais elevada e maior concentração de oxigénio dissolvido, comparativamente aos valores destes parâmetros à cota do circuito hidráulico na albufeira principal, a operação de bombeamento pode constituir uma forma de arejamento da massa de água, e conseqüente diminuição do risco de degradação da sua qualidade, podendo mesmo concorrer para atenuar a estratificação térmica. Contudo, os efeitos destas operações de bombeamento, que normalmente ocorrem em períodos nocturnos e de fim-de-semana, estão fortemente dependentes das características da qualidade da água bombeada, dos caudais envolvidos e da duração dessas operações.



Estudos de simulação matemática da qualidade da água, já referenciados na secção 3.5.3 do presente Capítulo (DIOGO e RODRIGUES, 1997a e 1997b), apontam para efeitos positivos das operações de bombeamento de água do contra-embalse de Pedrogão para a albufeira de Alqueva. Outros estudos do mesmo tipo, desenvolvidos relativamente ao aproveitamento da Aguieira-Raiva, permitiram também verificar efeitos positivos sobre a qualidade da água da albufeira da Aguieira, em função do mesmo tipo de operações (COELHO, RODRIGUES e DIOGO, 1999). No entanto, relativamente a este último aproveitamento, os efeitos do bombeamento de água para a albufeira da Aguieira serão posteriormente objecto de análise detalhada, ao nível do Capítulo 6 do presente documento.

#### 3.8.5.5 – Redução da biomassa

Um dos sintomas de eutrofização de uma massa de água corresponde à existência de algas em grande quantidade, podendo justificar a sua remoção como forma de minimizar o inerente processo de degradação da qualidade da água. A remoção mecânica de algas constitui uma das formas possíveis de diminuição da biomassa algal na massa de água. Contudo, trata-se de uma medida que normalmente envolve custos elevados e que apresenta resultados temporários e pouco satisfatórios.

Por outro lado, a utilização de algicidas, como o sulfato de cobre, pode constituir uma medida com rápidos resultados na redução da biomassa algal, mas tem progressivamente sido abandonada em função dos correspondentes efeitos colaterais negativos. De facto, são vários os inconvenientes associados a este tipo de actuação:

- custos elevados e efeitos, em muitos casos, efémeros;
- a matéria orgânica resultante da morte das algas terá tendência para ser biodegradada pelos microrganismos presentes na massa de água, determinando um consumo adicional de oxigénio dissolvido;
- toxicidade sobre outros organismos, com potenciais efeitos negativos graves, e possibilidade de contaminação da cadeia alimentar e de acumulação de compostos tóxicos ao nível dos sedimentos.

O controlo biológico da biomassa algal constitui uma medida que tem vindo a ser progressivamente estudada, através da análise do comportamento da cadeia alimentar das massas de água e dos efeitos sobre a mesma decorrentes da introdução de certas espécies piscícolas, com o objectivo de controlar o desenvolvimento do fitoplâncton. Contudo, para além de ser uma técnica que exige um conhecimento muito detalhado de cada caso,

também não está isenta de riscos associados, por exemplo, à introdução de espécies que possam determinar desequilíbrios na estrutura do ecossistema.

#### 3.8.5.6 – Precipitação de fosfatos

A precipitação de fosfatos é uma técnica que tem por objectivo reduzir a concentração destes compostos na massa de água, no sentido de minimizar os problemas associados, com destaque para o processo de eutrofização.

Essa precipitação pode ser conseguida, por exemplo, através do sulfato de alumínio. A utilização de outros compostos com capacidade para precipitarem os fosfatos, como o cloreto de ferro ou o hidróxido de cálcio, deve ser evitada. A utilização do cloreto de ferro tem como inconveniente a redução do ferro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) a ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) em condições anaeróbias, determinando a libertação do fosfato para a coluna de água. Por outro lado, o hidróxido de cálcio também não deve ser aplicado em função do risco de subida dos valores do pH (JØRGENSEN, 1980).

Esta técnica, utilizada isoladamente, determina uma rápida redução da concentração de fosfatos, mas esse efeito faz-se sentir apenas durante um curto período de tempo, que normalmente não excede os seis meses. Adicionalmente, apresenta outras desvantagens, tais como a dificuldade de aplicação em massas de água que possuam volumes relativamente importantes, bem como o facto de existirem registos de situações em que a utilização de sulfato de alumínio determinou alterações na estrutura e equilíbrio das comunidades presentes na massa de água, nomeadamente ao nível do aumento da taxa de mortalidade e da diminuição da biodiversidade (COOKE *et al.*, 1993).

#### 3.8.5.7 – Intervenções ao nível dos sedimentos

Os sedimentos desempenham um papel essencial ao nível do ciclo de nutrientes nas massas de água, em particular por funcionarem como um “reservatório” onde esses compostos se acumulam e a partir do qual, em determinadas situações, como por exemplo condições de anaerobiose, se podem libertar para a coluna de água.

Este processo é particularmente evidente relativamente ao fósforo. Com efeito, sob condições aeróbias os sedimentos contêm fósforo sob a forma de fosfato de ferro ( $\text{Fe}^{3+}$ ) e

também adsorvido ao hidróxido de ferro ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Em condições de anaerobiose, a redução do ferro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) a ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ), conduz à libertação do fósforo dos sedimentos para a massa de água.

Assim, várias técnicas têm sido ensaiadas para minimizar esse processo de libertação, como forma de limitar a concentração de nutrientes nas massas de água e, conseqüentemente, o processo de eutrofização das mesmas. De entre essas técnicas podem referir-se: o arejamento dos sedimentos, a sua remoção e cobertura.

O processo de arejamento dos sedimentos baseia-se no mesmo princípio anteriormente referido relativamente ao arejamento do hipolimnion (secção 3.8.3), embora neste caso a preocupação se centre na concentração de oxigénio na camada superficial dos sedimentos. Contudo, a implementação prática deste processo deve ser efectuada de forma cautelosa, na medida em que deve ser minimizada a ressuspensão de sedimentos para a coluna de água.

Uma outra alternativa que tem sido proposta (JØRGENSEN, 1980) refere-se ao abaixamento significativo do nível da superfície livre da massa da água, por um período de tempo que permita o arejamento das camadas superficiais dos sedimentos. Embora este processo apresente a vantagem de promover a oxidação dos sedimentos, tem diversas desvantagens, podendo referir-se as seguintes: difícil execução, nomeadamente no caso de albufeiras que possuam capacidade de armazenamento elevada e em lagos; potenciais efeitos negativos significativos ao nível dos ecossistemas dependentes da massa de água; aceleração dos processos de mineralização. Por estas razões este método não pode ser genericamente recomendado, estando a sua eventual utilização limitada a casos muito específicos.

A remoção da camada superficial dos sedimentos tem mostrado, nalguns casos, bons resultados ao nível da redução da concentração de fósforo, aumento da transparência e diminuição dos efeitos inerentes ao processo de eutrofização, nomeadamente quando, em simultâneo, se procede a uma redução efectiva das afluências de fósforo total à massa de água. Contudo, a remoção de sedimentos, efectuada normalmente através de dragagens, tem associada alguns inconvenientes, com destaque para o custo dessas operações, a ressuspensão de sedimentos e conseqüente libertação de nutrientes e, eventualmente, de produtos tóxicos para a massa de água, o aumento, ainda que temporário, da concentração de sólidos em suspensão, bem como a destruição, total ou parcial, da fauna bentónica.

A cobertura dos sedimentos através de telas plásticas, areias ricas em ferro, cinzas e argila poderá contribuir para impedir a libertação de nutrientes para a massa de água. Os principais inconvenientes associados a esta medida prendem-se com a dificuldade de execução em massas de água de grande dimensão, com o facto das melhorias obtidas serem apenas temporárias e com a alteração das condições naturais para a fauna bentónica.

Do referido poderá concluir-se que os diferentes tipos de medidas de intervenção que podem ser equacionadas ao nível dos sedimentos apresentam, genericamente, diversos inconvenientes que limitam bastante a sua aplicabilidade, restringindo-a a casos muito específicos.

#### 3.8.5.8 – Diluição

A admissão de água não poluída e com baixo teor de nutrientes permite, por diluição, a diminuição da concentração de poluentes e nutrientes na massa de água, contribuindo ainda para a lavagem de sedimentos. Este método, apesar de ser considerado bastante atraente em função dos resultados que permite atingir, apresenta como principal desvantagem a necessidade de se dispor de grandes volumes de água de boa qualidade, que raramente se encontra disponível, nomeadamente em termos de horizontes temporais relativamente alargados.

## **CAPÍTULO 4 – DESCRIÇÃO DOS MODELOS**

### **4.1 – INTRODUÇÃO**

No presente Capítulo procede-se à descrição dos três modelos de simulação matemática da qualidade da água utilizados no estudo desenvolvido, aplicados ao sistema Aguieira-Raiva e ao rio Mondego a jusante do aproveitamento. Para simular a qualidade da água da albufeira da Aguieira foram utilizados os modelos WQRRS e CE-QUAL-W2, enquanto que para a modelação da qualidade da água no rio Mondego foi aplicado o modelo QUAL2E.

O QUAL2E é um modelo unidimensional de simulação da qualidade da água em rios, aplicável a sistemas dendríticos com boas condições de mistura. Assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, apenas são significativos segundo a direcção principal do escoamento – o eixo longitudinal do curso de água. Permite a consideração de múltiplas descargas de poluição, tomadas de água, tributários e acumulação ou diminuição de caudal ao longo de cada troço do sistema submetido a simulação (BROWN e BARNWELL, 1987).

O modelo WQRRS (HEC, 1978) é constituído por três módulos independentes, mas integráveis, correspondentes ao módulo hidráulico do rio, ao módulo de qualidade do rio e ao módulo da albufeira. No estudo desenvolvido apenas foi utilizado o módulo da albufeira, que corresponde a um modelo unidimensional de camadas, lateralmente e longitudinalmente homogéneo, adequado ao estudo de albufeiras relativamente profundas, que apresentem uma forte estratificação térmica e tempos de residência bastante elevados, de acordo com o referido na secção 3.4.2 em relação à aplicabilidade de modelos unidimensionais.

O CE-QUAL-W2 é um modelo bidimensional, lateralmente homogéneo, que permite a definição de uma grelha representativa do sistema em estudo, dividida em segmentos (longitudinalmente) e camadas (verticalmente), cuja dimensão pode variar de segmento para segmento e de camada para camada. Este modelo tem a capacidade de simular a hidrodinâmica do sistema, bem como a evolução, espacial e temporal, de diversos parâmetros descritores da qualidade da água (COLE e WELLS, 2002).

Deste modo, foram considerados dois modelos unidimensionais, um de rios em regime permanente e outro de albufeiras lateralmente e longitudinalmente homogéneo, e um modelo bidimensional de albufeiras, lateralmente homogéneo.

A descrição dos modelos, que será desenvolvida ao longo do presente Capítulo, privilegia a apresentação das principais características, potencialidades e formulação de base inerente a cada um deles.

## **4.2 – MODELO QUAL2E**

### **4.2.1 – Introdução**

No presente estudo o modelo QUAL2E foi utilizado na sua versão 3.0, EPA/600/3-87/007 de Julho de 1987, distribuído pelo “Center for Environmental Research Information” (CERI) da “United States Environmental Protection Agency” (USEPA) (BROWN e BRANWELL, 1987). Esta versão do QUAL2E foi desenvolvida ao abrigo de um acordo de cooperação entre a “Tufts University, Department of Civil Engineering” e o “EPA Center for Water Quality Modelling (CWQM), Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia, USA”.

Esta versão do QUAL2E designa-se efectivamente QUAL2E-UNCAS, na medida em que ao modelo hidrodinâmico e de qualidade da água (QUAL2E) está associado um programa de cálculo que permite ao utilizador realizar análises de incerteza sobre os resultados das simulações do modelo (UNCAS – “UNCertainty AnalySis”). O objectivo da incorporação deste programa de cálculo adicional é a disponibilização de algumas das técnicas necessárias ao desenvolvimento de análises de incerteza, como parte integrante do processo de modelação matemática da qualidade da água. Estão disponíveis três técnicas diferentes de análise de incerteza: análise de sensibilidade, análise de erros de primeira ordem e simulações de Monte Carlo.

Posteriormente à versão que foi utilizada do QUAL2E, que data de 1987, já foram disponibilizadas outras versões. No entanto, as correspondentes alterações são essencialmente de forma e não de conteúdo, sendo que a mais relevante foi a sua disponibilização em ambiente Windows®.

O modelo QUAL2E permite simular simultaneamente até 15 parâmetros de qualidade da água, em qualquer combinação pretendida pelo utilizador. Os parâmetros que podem ser

simulados são: oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, temperatura, algas como clorofila-a, azoto orgânico, azoto amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, um parâmetro não conservativo arbitrário e três parâmetros conservativos igualmente arbitrários.

O modelo é aplicável a sistemas dendríticos com boas condições de mistura. Assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos apenas segundo o sentido principal do escoamento, que corresponde ao eixo longitudinal do curso de água, de montante para jusante.

Permite a consideração de múltiplas descargas de poluição, tomadas de água, tributários, afluentes e acumulação ou diminuição de caudal ao longo de cada troço. Em termos hidráulicos, o QUAL2E está limitado à simulação de períodos de tempo durante os quais, quer o caudal escoado pela circulação natural, quer o caudal descarregado ao nível dos efluentes, possa ser considerado constante em cada secção ao longo do tempo, ou seja, condições de regime permanente.

Com o QUAL2E podem realizar-se simulações em estado estacionário (“steady-state”) ou “dinâmicas”. Nesta última situação podem ser estudados os efeitos das variações diurnas dos dados meteorológicos ao nível da qualidade da água, nomeadamente no que respeita à concentração de oxigénio dissolvido e à temperatura da água.

Nas secções seguintes serão sequencialmente apresentadas as limitações estruturais do modelo e a sua formulação de base, bem como os processos de cálculo utilizados para obter os valores correspondentes às características hidráulicas do sistema, temperatura, oxigénio dissolvido e carência bioquímica de oxigénio. Embora o modelo tenha capacidade de proceder à simulação de outros parâmetros de qualidade da água, como por exemplo os inerentes aos ciclos do azoto e do fósforo, o facto de não terem sido modelados ao nível do estudo desenvolvido justifica a opção da correspondente formulação não ser apresentada. Adicionalmente, e contribuindo para essa mesma opção, tem-se o facto da formulação geral do modelo ser válida para esses outros parâmetros de qualidade, considerando as necessárias adaptações ao nível das inter-relações entre os diferentes constituintes que mutuamente se influenciam.

#### 4.2.2 – Limitações estruturais do modelo

O modelo QUAL2E foi concebido para permitir a modelação de qualquer sistema de cursos de água em que o escoamento possa ser considerado unidireccional e o regime de escoamento permanente. Esse sistema deve ser dividido em troços, que funcionarão como secções longitudinais que possuem características hidráulicas uniformes, sendo cada troço, por sua vez, dividido em elementos computacionais de igual comprimento.

Assim, cada troço do sistema a modelar será constituído por um número inteiro de elementos computacionais. Contudo, algumas limitações de natureza estrutural foram impostas durante o desenvolvimento do modelo. Essas limitações são as seguintes:

- número máximo de troços – 25;
- número máximo de elementos computacionais – 20 por troço e/ou um total de 250;
- número máximo de cabeceiras – 7;
- número máximo de confluências – 6;
- número máximo de descargas e ou tomadas de água – 25.

#### 4.2.3 – Formulação geral do modelo

O principal objectivo a atingir com o desenvolvimento de qualquer modelo matemático de qualidade da água é o de produzir uma ferramenta que tenha a capacidade de simular o comportamento do sistema em estudo, em termos das suas componentes hidrodinâmica e de qualidade da água. Esse desenvolvimento passa, normalmente, pela consideração de três fases: a representação conceptual, a representação funcional e a representação computacional, de acordo com o referido na secção 2.2 do Capítulo 2.

No caso do modelo QUAL2E, a representação conceptual passa, numa primeira fase, pela divisão do sistema a modelar em troços, e desses troços em elementos computacionais. Na Figura 4.1 está representado um troço ( $n$ ) do sistema, dividido em vários elementos computacionais, todos eles de comprimento  $\Delta x$ .

Para cada um dos elementos computacionais, o balanço hidrológico pode ser escrito em função do caudal que entra na secção de montante ( $Q_{i-1}$ ) e do que sai na secção de jusante ( $Q_i$ ), bem como das entradas e saídas de caudal lateral no elemento computacional ( $Q_{xi}$ ), representando estas últimas quer aflúências naturais, quer tomadas de água ou descargas de efluentes.



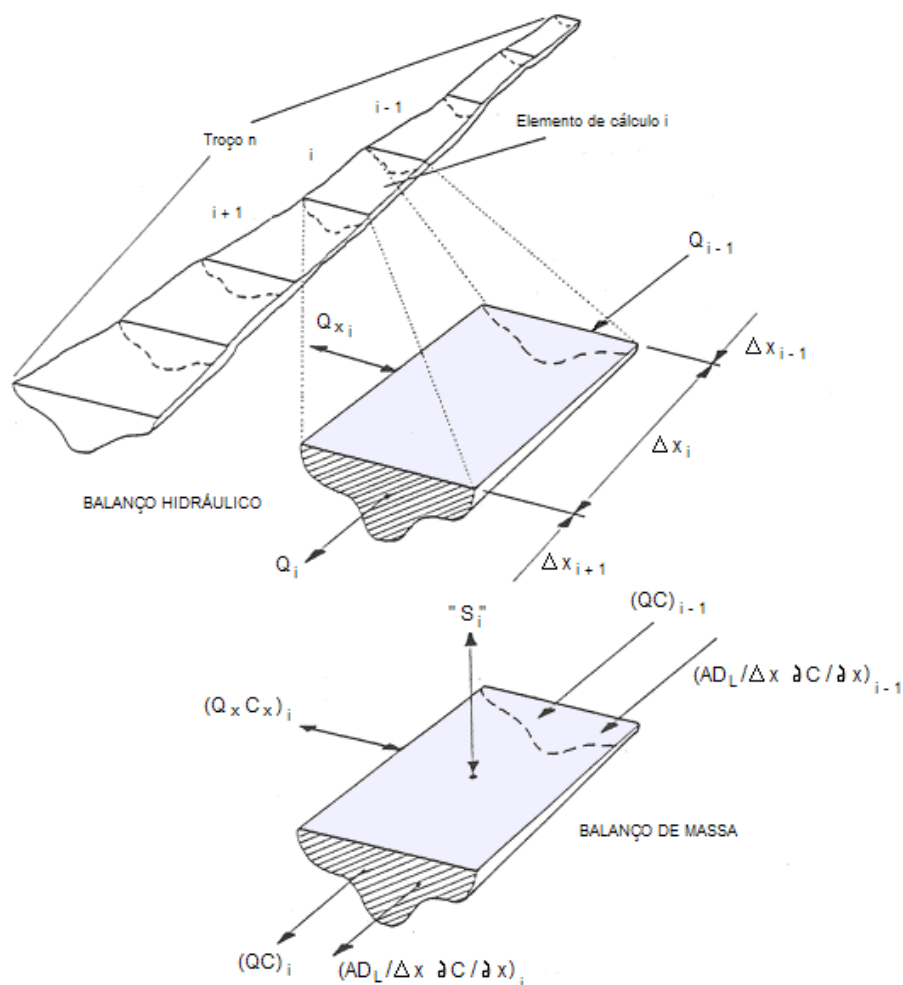


Figura 4.1 - Discretização de cada troço do sistema (Fonte: BROWN e BARNWELL, 1987)

Da mesma forma, um balanço de massa para qualquer constituinte ( $C$ ) pode ser escrito para cada um dos elementos computacionais. Neste caso, considera-se quer o transporte ( $Q.C$ ) quer a dispersão  $\left( A \frac{D_L}{\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} \right)$ , como os responsáveis pelo movimento de massa ao longo do eixo do sistema. A massa pode ser adicionada ao sistema ou removida deste através de fontes ou tomadas externas ( $Q_x.C_x$ ), ou por intermédio de fontes ou sumidouros internos ( $S_i$ ), como por exemplo as fontes bênticas e as reacções físico-químicas e bioquímicas.

O sistema é conceptualizado como uma cadeia de reactores de mistura completa, correspondentes aos elementos computacionais, que se encontram ligados sequencialmente, através dos mecanismos de advecção e de dispersão. Conjuntos sequenciais destes reactores são definidos como troços do sistema, nos quais os elementos

computacionais possuem as mesmas características hidráulicas e geométricas, bem como iguais taxas de reacção.

A equação de base que é resolvida pelo modelo QUAL2E é a equação unidimensional de transporte de massa, que considera a advecção e a dispersão, e que é numericamente integrada em ordem ao espaço e ao tempo para cada parâmetro descritor da qualidade da água. Essa equação inclui os efeitos da advecção, dispersão, diluição, reacções sofridas pelo parâmetro em questão e as fontes e sumidouros do mesmo. Para qualquer parâmetro (C), essa equação pode ser escrita como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x u C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} \pm S \quad (4.1)$$

em que:

- M = massa do parâmetro em questão [M];
- x = distância [L];
- t = tempo [T];
- C = concentração do parâmetro em questão [ML<sup>-3</sup>];
- A<sub>x</sub> = área da secção transversal [L<sup>2</sup>];
- D<sub>L</sub> = coeficiente de dispersão longitudinal [L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>];
- u = velocidade média de escoamento [LT<sup>-1</sup>];
- S = fontes ou sumidouros externos [MT<sup>-1</sup>].

Como M = V.C, pode escrever-se:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (VC)}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} + C \frac{\partial V}{\partial t} \quad (4.2)$$

em que V = A<sub>x</sub>.dx = volume incremental [L<sup>3</sup>].

Se se admitir que o caudal é constante ao longo do tempo para cada secção, ou seja, para condições de regime permanente, então  $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$  e  $\frac{\partial V}{\partial t} = 0$ , transformando-se a equação 4.2 em:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4.3)$$

Combinando e rearranjando as equações 4.1 e 4.3, obtêm-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x u C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} \pm \frac{S}{V} \quad (4.4)$$

Os termos do membro da direita da equação 4.4 representam, respectivamente, a dispersão, a advecção, as reacções sofridas pelo parâmetro, as fontes/sumidouros externos e a diluição. O termo  $\frac{dC}{dt}$ , refere-se apenas às reacções sofridas pelo parâmetro que conduzem ao decaimento ou ao aumento da sua concentração, não devendo por isso ser confundido com o termo  $\frac{\partial C}{\partial t}$ , que representa o gradiente local de concentração.

Em condições de regime permanente, que são aquelas para as quais o modelo foi desenvolvido, verifica-se que para cada secção  $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ . Assim, as alterações que se verifiquem na concentração de cada parâmetro, independentemente dos processos de advecção, dispersão e fontes ou sumidouros externos, são definidas pelo termo  $\frac{dC}{dt}$ , que inclui as reacções físicas, químicas e biológicas que ocorrem no sistema, de que são exemplo os processos de rearejamento e o decaimento da concentração dos diferentes parâmetros.

#### 4.2.4 – Características hidráulicas

O modelo QUAL2E considera que o regime de escoamento no sistema a simular é permanente, o que implica que  $\frac{\partial Q}{\partial t} = 0$ . Assim, o balanço hidrológico para um dado elemento computacional pode ser escrito simplesmente como:

$$\left( \frac{\partial Q}{\partial x} \right)_i = (Q_x)_i \quad (4.5)$$

em que  $(Q_x)_i$  corresponde ao somatório das entradas e/ou saídas externas de caudal para o elemento computacional em questão.

Uma vez resolvida a equação 4.5 em ordem a  $Q$ , as outras características hidráulicas dos diferentes troços do sistema podem ser determinadas a partir de equações do tipo:

$$u = a.Q^b \quad (4.6)$$

$$A_x = \frac{Q}{u} \quad (4.7)$$

$$h = c.Q^d \quad (4.8)$$

em que  $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  são constantes empíricas, que permitem a definição de curvas de vazão para cada troço, e em que  $Q$  corresponde ao caudal escoado e  $h$  à altura de escoamento.

Alternativamente à utilização das equações 4.6, 4.7 e 4.8, as características hidráulicas do sistema podem ser definidas assumindo secções transversais trapezoidais e aplicando a equação de Manning-Strickler, conhecendo os declives dos taludes laterais, a largura do leito e o declive do fundo do canal.

No que se refere ao coeficiente de dispersão longitudinal ( $D_L$ ), importa referir que a dispersão é basicamente um mecanismo de transporte convectivo. O termo “dispersão” é normalmente usado para processos de transporte associados a uma variação espacial da velocidade, em oposição à “difusão” que é normalmente utilizada em processos de transporte essencialmente associados a variações temporais da velocidade. No modelo QUAL2E o cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal é efectuado através da seguinte expressão:

$$D_L = 3.13 k n u h^{5/6} \quad (4.9)$$

em que:

- $D_L$  = coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2.s^{-1}$ );
- $k$  = constante de dispersão;
- $n$  = coeficiente de rugosidade da equação de Manning-Strickler ( $m^{-1/3}.s$ );
- $u$  = velocidade média de escoamento ( $m.s^{-1}$ );
- $h$  = altura média de escoamento (m).

#### 4.2.5 – Temperatura

O cálculo da temperatura da água é efectuado pelo modelo QUAL2E através da realização de um balanço de energia em cada elemento computacional do sistema. Esse balanço de energia considera as entradas e perdas de calor a partir das funções forçadoras do sistema, bem como as trocas de energia através da interface ar-água. Os termos do balanço de energia incluem a consideração de radiações de onda curta e de onda longa, convecção e evaporação, de forma em tudo semelhante à apresentada na secção 2.3.2 do Capítulo 2, e de acordo com o enunciado da equação 2.1.

Para que os algoritmos incluídos no modelo QUAL2E procedam ao cálculo da temperatura da água, o utilizador deve fornecer diversos dados de base, onde se incluem a longitude e a latitude do centro de gravidade da bacia hidrográfica, o período do ano, os coeficientes de evaporação e um coeficiente de atenuação, função das poeiras presentes na atmosfera. Adicionalmente, são necessários outros dados, nomeadamente no que se refere às características meteorológicas locais, tais como a temperatura dos termómetros húmido e seco, a pressão atmosférica, a nebulosidade e a velocidade do vento.

Os valores da temperatura da água calculados pelo modelo são utilizados para corrigir os valores das taxas de reacção que são dependentes da temperatura e que, por sua vez, condicionam os valores de diferentes parâmetros descritores da qualidade da água. Os valores destas taxas de reacção são introduzidos no modelo considerando-se uma temperatura padrão de 20°C, sendo posteriormente corrigidos em função da temperatura da água calculada pelo modelo, através de expressões do seguinte tipo:

$$X_T = X_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (4.10)$$

em que:

- $X_T$  = valor da taxa de reacção à temperatura T;
- $X_{20}$  = valor da taxa de reacção à temperatura padrão de 20°C;
- $\theta$  = constante empírica para cada taxa de reacção.

Os valores dos factores de correcção em função da temperatura (constantes empíricas), podem ser introduzidos pelo utilizador. Na ausência de valores específicos introduzidos pelo utilizador, o modelo considera os valores por defeito que possui incorporados.

#### 4.2.6 – Oxigénio dissolvido

O balanço de oxigénio dissolvido num curso de água é função dos processos de advecção e difusão, bem como das fontes e sumidouros desse parâmetro. As fontes mais importantes de oxigénio dissolvido são o rearejamento através da interface ar-água, o oxigénio produzido pela fotossíntese e a concentração de oxigénio dissolvido nos caudais afluentes ao sistema. Os sumidouros de oxigénio dissolvido incluem a oxidação bioquímica da matéria orgânica e o oxigénio dissolvido consumido pelo processo de respiração das algas e outros organismos existentes na massa de água.

A equação diferencial utilizada pelo modelo QUAL2E para descrever a taxa de variação de oxigénio dissolvido, em que cada um dos seus termos representa uma fonte ou sumidouro é a seguinte:

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{h} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (4.11)$$

em que:

- $O$  = concentração de oxigénio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $O^*$  = concentração de saturação de oxigénio dissolvido nas condições locais de pressão e temperatura ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $\alpha_3$  = taxa de produção fotossintética de oxigénio por unidade da massa de algas ( $\text{mg O/mg A}$ );
- $\alpha_4$  = taxa de consumo de oxigénio (respiração) por unidade de massa de algas ( $\text{mg O/mg A}$ );
- $\alpha_5$  = taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de azoto amoniacal oxidado ( $\text{mg O/mg N}$ );
- $\alpha_6$  = taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de nitrito oxidado ( $\text{mg O/mg N}$ );
- $\mu$  = taxa de crescimento de algas ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $\rho$  = taxa de respiração das algas ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $A$  = concentração da biomassa de algas ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $L$  = concentração da carência bioquímica de oxigénio última ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $h$  = altura média da coluna de água (m);
- $K_1$  = taxa de decaimento da carência bioquímica de oxigénio ( $\text{dia}^{-1}$ );

- $K_2$  = taxa de rearejamento ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $K_4$  = taxa de carência de oxigénio do sedimento ( $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );
- $\beta_1$  = taxa de oxidação do azoto amoniacal ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $\beta_2$  = taxa de oxidação de nitrito ( $\text{dia}^{-1}$ );
- $N_1$  = concentração de azoto amoniacal ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $N_2$  = concentração de nitrito ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

A solubilidade do oxigénio dissolvido na água diminui com o aumento da temperatura e da concentração de sólidos dissolvidos, bem como com a diminuição da pressão atmosférica. Para determinar a concentração de saturação de oxigénio dissolvido, o modelo QUAL2E utiliza a seguinte equação:

$$\ln O^* = -139,34410 + \left( \frac{1,575701 * 10^5}{T} \right) - \left( \frac{6,642389 * 10^7}{T^2} \right) + \left( \frac{1,243800 * 10^{10}}{T^3} \right) - \left( \frac{8,621949 * 10^{11}}{T^4} \right) \quad (4.12)$$

em que:

- $O^*$  = concentração de saturação de oxigénio dissolvido à pressão de uma atmosfera ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $T$  = temperatura da água ( $^{\circ}\text{K}$ ).

Para condições de pressão diferentes de uma atmosfera, a concentração de saturação de oxigénio dissolvido é corrigida pela seguinte equação:

$$O_p = O^* P \frac{\left( 1 - \frac{P_{\text{wv}}}{P} \right) (1 - \Phi P)}{(1 - P_{\text{wv}})(1 - \Phi)} \quad (4.13)$$

em que:

- $O_p$  = concentração de saturação de oxigénio dissolvido para pressão diferente de uma atmosfera ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $O^*$  = concentração de saturação de oxigénio dissolvido à pressão de uma atmosfera ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $P$  = pressão atmosférica ( $\text{atm.}$ );
- $P_{\text{wv}}$  = pressão parcial do vapor de água ( $\text{atm.}$ ), que pode ser calculada por:

$$\ln P_{\text{vv}} = 11,8571 - \left( \frac{3840,70}{T} \right) - \left( \frac{216961}{T^2} \right) \quad (4.14)$$

sendo que

$$\Phi = 0,000975 - (1,426 * 10^{-5} * t) + (6,436 * 10^{-8} * t^2) \quad (4.15)$$

em que t representa a temperatura da água (°C).

A maioria das equações que permitem o cálculo da concentração de saturação de oxigénio dissolvido incluem igualmente correcções para a salinidade e para o teor de cloretos (APHA, 1985). Pelo facto de nem a salinidade nem os cloretos serem explicitamente simulados, o modelo QUAL2E não corrige os valores da concentração de saturação do oxigénio dissolvido em função dos valores desses parâmetros.

#### 4.2.7 – Carência bioquímica de oxigénio

O modelo QUAL2E considera uma reacção de decaimento de primeira ordem para descrever o processo de desoxigenação resultante da ocorrência no sistema de carência bioquímica de oxigénio. A função que define a taxa de variação da concentração da carência bioquímica de oxigénio no sistema tem igualmente em consideração a remoção deste parâmetro em resultado do processo de sedimentação. Essa função é a seguinte:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \quad (4.16)$$

em que:

- L = concentração da carência bioquímica de oxigénio última (mg.L<sup>-1</sup>);
- K<sub>1</sub> = taxa de decaimento da carência bioquímica de oxigénio por desoxigenação (dia<sup>-1</sup>);
- K<sub>3</sub> = taxa de remoção da carência bioquímica de oxigénio devido à sedimentação (dia<sup>-1</sup>).



No caso geral, o modelo QUAL2E simula a carência bioquímica de oxigénio última ( $CBO_{ult.}$ ). Contudo, pode optar-se pela simulação da carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias ( $CBO_5$ ). Nesse caso o modelo utiliza, para proceder às necessárias conversões, a seguinte equação:

$$CBO_5 = CBO_{ult.} (1 - \exp^{-5KCBO}) \quad (4.17)$$

em que KCBO corresponde ao coeficiente de conversão ( $\text{dia}^{-1}$ ).

## 4.3 – MODELO WQRRS

### 4.3.1 – Introdução

O modelo WQRRS (“Water Quality for River-Reservoir Systems”) (HEC, 1978) é constituído por três módulos, que podem funcionar de forma independente ou integrada: o módulo da albufeira; o módulo hidráulico do rio; e o módulo de qualidade da água do rio. Os módulos da albufeira e hidráulico do rio são programas completamente independentes, que podem ser executados, cada um deles, isoladamente.

No entanto, o módulo de qualidade da água do rio não pode ser executado de forma independente, uma vez que não possui a capacidade de proceder aos cálculos hidráulicos, exigindo que inicialmente seja executado o módulo hidráulico do rio e criado o correspondente arquivo de dados, que suporta o funcionamento do módulo de qualidade da água.

Os três módulos, que funcionam como três diferentes modelos, podem ser integrados para proceder a simulações da qualidade da água em sistemas albufeira-rio. Contudo, a limitação referida no parágrafo anterior torna este modelo, comparativamente a outros do mesmo tipo, menos atractivo ao nível das simulações a efectuar relativamente à qualidade da água em rios. Por essa razão, no estudo desenvolvido apenas se utilizou o módulo da albufeira, pelo que a descrição efectuada nesta secção apenas se reporta ao referido módulo.

O modelo WQRRS é aplicável a lagos e albufeiras para os quais seja válida a aproximação unidimensional, o que implica que as isotérmicas sejam horizontais, o mesmo se aplicando a qualquer linha equipotencial relativa a qualquer outro parâmetro. Esta aproximação é,

normalmente, válida para albufeiras e lagos de pequena a moderadamente grande dimensão e, sobretudo, que apresentem tempos médios de retenção elevados e uma estável estratificação térmica, de acordo com o critério de aplicabilidade de modelos unidimensionais, apresentado na secção 3.4.2 do Capítulo 3, baseado no número de Froude densimétrico.

Esta mesma aproximação poderá ser menos satisfatória para massas de água pouco profundas ou que possuam um tempo médio de retenção relativamente baixo. Na maioria dos casos, as massas de água deste tipo apresentam mistura completa durante todo o ciclo anual, podendo ser simuladas através de modelos bidimensionais verticalmente homogêneos, ou mesmo, no caso de apresentarem um baixo valor da relação largura-comprimento, utilizando modelos de rios em que se impõe um reduzido valor para a velocidade de escoamento.

O modelo WQRRS tem sido aplicado no estudo de vários casos com sucesso, inclusivamente em várias albufeiras existentes em Portugal, de acordo com o referido na secção 3.4.4 do Capítulo 3. As condições de fronteira do modelo são constituídas, no essencial, pelas séries temporais de valores de caudal, temperatura e concentração dos constituintes nas afluências ao sistema, bem como pelas trocas de energia na interface ar-água.

O modelo permite a consideração de afluências ou descargas situadas a qualquer profundidade, resultando no transporte vertical de massas de água entre os diferentes elementos do sistema. O balanço hídrico global realizado pelo modelo tem em conta as variações da cota da superfície livre, em função do volume de água armazenado e das contribuições das afluências, das descargas, da precipitação, da evaporação e da infiltração, caso estas sejam importantes.

#### **4.3.2 – Transporte de massa**

No modelo WQRRS a representação conceptual da massa de água assume que esta é constituída por uma sucessão de elementos de volume de água - camadas -, de espessura uniforme e limitados por planos horizontais, balizados pelos limites da albufeira, de acordo com o apresentado na Figura 4.2.

Cada camada é caracterizada por uma área horizontal, uma espessura e um volume, correspondendo a justaposição vertical das diferentes camadas a uma representação geométrica e discretizada da massa da água. Dentro de cada camada assume-se condições de mistura completa e que todas as isotérmicas são paralelas à superfície da água, tanto lateralmente como longitudinalmente, o que implica que só a dimensão vertical é considerada durante o cálculo de transporte de massa.

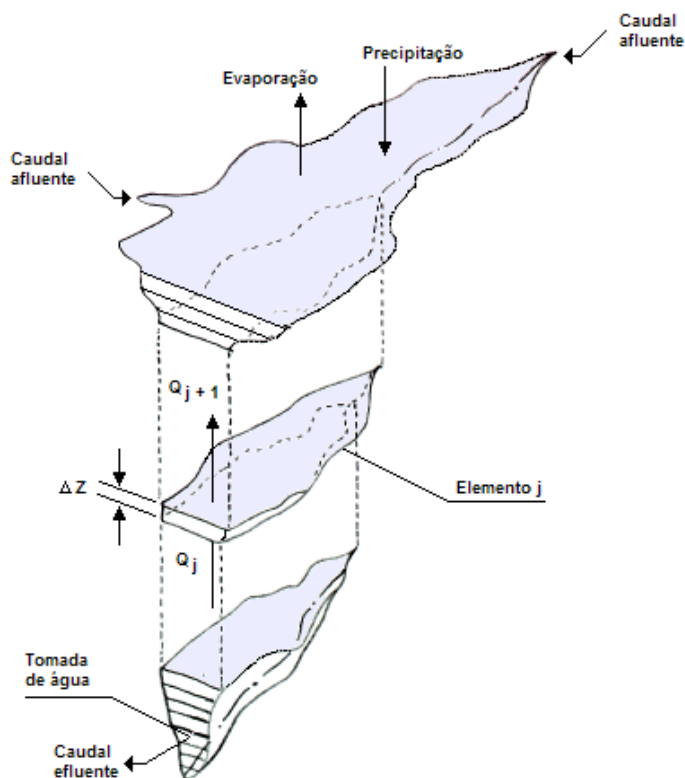


Figura 4.2 - Representação conceptual de uma albufeira estratificada (Fonte: HEC, 1978)

As afluências exteriores e as tomadas de água são consideradas como fontes ou perdas dentro de cada camada ou conjunto de camadas, e são instantaneamente dispersas e misturadas de forma homogénea ao longo das mesmas, desde a zona de montante da albufeira até à barragem, determinando a impossibilidade de analisar eventuais variações longitudinais da concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água, em consonância com a natureza unidimensional do modelo.

De acordo com o anteriormente referido, o transporte interno de calor e de massa só ocorre segundo a direcção vertical. Assume-se que o transporte interno ocorre por advecção e através do mecanismo de difusão efectiva, que combina entre si os efeitos da difusão molecular, da difusão turbulenta e da mistura convectiva, de acordo com o referenciado na secção 3.4.3 do Capítulo 3. Embora o gradiente de difusão entre as camadas se baseie nas diferenças de concentração dos vários constituintes individuais, o coeficiente de difusão

efectiva é sempre baseado na temperatura, o que determina que a difusão de massa possa não ser equivalente à dispersão de energia térmica.

#### 4.3.2.1 – Alocação de afluentes e de tomadas de água

O movimento da água, e consequentemente os efeitos da advecção, são em larga medida determinados pela localização das afluentes e das tomadas de água. Deste modo, a determinação das zonas de distribuição e de extracção, respectivamente para as afluentes e para as tomadas de água, tem uma considerável importância no processo de operação do modelo. No modelo WQRRS existem duas opções para a determinação da localização do campo de correntes criado pela extracção de água: o método de Debler-Craya e o método WES (“Waterways Experiment Station”). Um método de Debler-Craya modificado é utilizado exclusivamente para o posicionamento das afluentes.

O método de Debler-Craya de localização da extracção de água utiliza duas técnicas para determinar o posicionamento do campo de correntes gerado pelo correspondente escoamento. Quando a água é extraída a partir de uma profundidade em que existe um gradiente de densidade negativo, correspondente a uma zona estratificada, utiliza-se o critério de Debler para determinar a espessura do campo de correntes. Essa espessura é obtida através da seguinte equação:

$$D = 2.88 \left( \frac{Q}{W} \sqrt{\frac{\rho}{g\beta}} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4.18)$$

em que:

- D = espessura do campo de correntes (m);
- Q = caudal extraído (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);
- W = largura efectiva da albufeira ao nível da tomada de água (m);
- $\beta$  = gradiente de densidade na zona da tomada de água (kg.m<sup>-4</sup>);
- g = aceleração da gravidade (m.s<sup>-2</sup>);
- $\rho$  = massa específica da água na zona da tomada de água (kg.m<sup>-3</sup>).

A massa específica da água é calculada como uma função da temperatura da água e do teor de sólidos dissolvidos e inorgânicos suspensos, através da utilização da seguinte expressão empírica:

$$\rho = 1000 - \left[ (T - 3,98)^2 \frac{T + 283}{(503,57(T + 67,26))} \right] + 0,00062C_1 + 0,00124C_2 \quad (4.19)$$

em que:

- T = temperatura da água (°C);
- C<sub>1</sub> = concentração de sólidos dissolvidos totais (mg.L<sup>-1</sup>);
- C<sub>2</sub> = concentração de sólidos suspensos inorgânicos totais (mg.L<sup>-1</sup>).

Considera-se que a extracção de água é realizada a partir de camadas localizadas acima e abaixo do eixo da tomada de água, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme dentro do campo de correntes. Se a zona de extracção afectada se prolongar, de acordo com o resultado da aplicação da equação 4.18, acima da superfície livre ou abaixo do fundo da albufeira, a área acima ou abaixo desses limites físicos é ignorada e a velocidade na área remanescente proporcionalmente aumentada.

Por outro lado, quando a tomada de água é efectuada a partir de um nível em que não existe gradiente de densidade, correspondente à zona de mistura convectiva, é utilizada a teoria de Craya para determinar o valor máximo de caudal que pode ser retirado da referida zona de mistura convectiva, sem interferir com a zona estratificada. O valor desse caudal, conhecido por caudal crítico de Craya, é definido por:

$$Q = C W D^{\frac{3}{2}} \Delta\rho^{\frac{1}{2}} \quad (4.20)$$

em que:

- Q = caudal crítico de Craya (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);
- C = constante empírica que toma o valor de 0.074 quando a extracção é efectuada a partir da camada superficial e o valor de 0.151 quando a extracção é efectuada a partir de camadas subsuperficiais;
- W = largura efectiva da albufeira ao nível da tomada de água (m);
- D = espessura da zona de mistura convectiva (m);
- Δρ = máxima diferença do valor da massa específica da água entre a zona de mistura convectiva e a zona estratificada (kg.m<sup>-3</sup>).

Se o caudal extraído for inferior ao valor do caudal crítico de Craya, é distribuído ao longo da zona de mistura convectiva, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme. Caso

contrário, o excesso de caudal extraído, relativamente ao caudal crítico de Craya, é retirado da zona estratificada, usando o critério de Deblér.

No que se refere ao método WES para definição do campo de correntes criado pela extracção de água, verifica-se que este tem como base as técnicas de tomada de água selectiva desenvolvidas pela “Waterways Experiment Station” do “U. S. Army Corps of Engineers” (BOHAN e GRACE, 1973 *in* HEC, 1978). A definição dessas técnicas resultou de ensaios laboratoriais para determinação das características da zona de extracção através de um orifício submerso. A partir desses ensaios, foram desenvolvidas relações gerais para determinar os limites verticais da zona de extracção e a distribuição de velocidades no interior dessa zona.

A partir da equação seguinte é possível definir a altura da zona de extracção de água:

$$V_0 = \frac{Z^2}{A_0} \sqrt{\left( \frac{\Delta \rho'}{\rho_0} g Z \right)} \quad (4.21)$$

em que:

- $V_0$  = velocidade média através do orifício ( $m.s^{-1}$ );
- $Z$  = distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior ou superior da zona de extracção (m);
- $A_0$  = área da secção do orifício ( $m^2$ );
- $\Delta \rho'$  = diferença de massa específica da água entre a cota do eixo do orifício e o limite superior ou inferior da zona de extracção ( $kg.m^{-3}$ );
- $\rho_0$  = massa específica da água à cota do eixo do orifício ( $kg.m^{-3}$ );
- $g$  = aceleração da gravidade ( $m.s^{-2}$ ).

Conhecendo-se os limites da zona de extracção, pode ser determinado o perfil de velocidades. A localização da velocidade máxima é obtida através da seguinte equação:

$$\frac{Y_1}{H} = \left[ \sin \left( 1,57 \frac{Z_1}{H} \right) \right]^2 \quad (4.22)$$

em que:

- $Y_1$  = distância vertical entre a cota onde se verifica a velocidade máxima,  $V$ , e o limite inferior da zona de extracção (m);
- $H$  = espessura da zona de extracção (m);
- $Z_1$  = distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior da zona de extracção (m).

A distribuição de velocidades dentro da zona de extracção pode então ser determinada através da seguinte equação:

$$\frac{v}{V} = \left( 1 - \frac{y \Delta \rho}{Y \Delta \rho_m} \right)^2 \quad (4.22)$$

em que:

- $v$  = velocidade normalizada local na zona de extracção a uma distância vertical  $y$  da cota de velocidade máxima  $V$  ( $\text{m.s}^{-1}$ );
- $V$  = velocidade máxima na zona de extracção ( $\text{m.s}^{-1}$ );
- $y$  = distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o ponto a que corresponde a velocidade  $v$  (m);
- $Y$  = distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o limite da zona de extracção (m);
- $\Delta \rho$  = diferença de massa específica da água entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o ponto a que corresponde a velocidade  $v$  ( $\text{kg.m}^{-3}$ );
- $\Delta \rho_m$  = diferença de massa específica da água entre a cota do ponto de velocidade máxima,  $V$ , e o limite da zona de extracção ( $\text{kg.m}^{-3}$ ).

Por este processo é possível obter o caudal extraído de cada camada, através do produto da correspondente velocidade pela largura e pela espessura da camada. Para a determinação do valor da concentração de saída de cada parâmetro, e para cada intervalo de tempo de cálculo, é aplicada uma média ponderada, em termos de caudais extraídos, aos perfis verticais de qualidade da água.

Relativamente ao problema da alocação das afluições, a sua resolução baseia-se na hipótese de que os correspondentes caudais se escoarão até uma cota na massa de água em que encontrem uma massa específica igual à que possuem, e que é, no essencial, função da temperatura. Se a massa específica dos caudais afluentes estiver fora da gama existente na massa de água, esses caudais serão alocados ou à superfície ou ao fundo,

consoante a massa específica da água afluyente seja inferior ao valor mínimo ou superior ao valor máximo da gama existente na albufeira.

Uma vez estabelecido o nível de entrada, processa-se a distribuição das afluências pelas diferentes camadas. Se os caudais afluentes entram numa zona de mistura convectiva, que pode corresponder à totalidade da massa de água em determinadas épocas do ano, as afluências são distribuídas uniformemente por toda essa zona. Se, pelo contrário, os caudais afluentes entram numa zona estratificada da massa de água, são distribuídos de acordo com uma de duas opções.

A primeira opção é idêntica ao método de Debler-Craya para a localização da zona de extracção de água. O critério de Debler é utilizado para determinar a espessura do campo de correntes, sendo a água distribuída pelas camadas em redor do nível de entrada, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme. Esta opção deve ser utilizada quando a distância entre a localização de entrada das afluências e a zona de jusante da massa de água não for significativa.

A segunda opção permite a distribuição dos caudais afluentes por todas as camadas até ser encontrada na albufeira uma camada com massa específica igual à da água afluyente.

#### 4.3.2.2 – Advecção vertical

A advecção vertical corresponde ao escoamento entre as diferentes camadas e constitui um dos dois mecanismos de transporte de calor e de massa considerados pelo modelo WQRRS, sendo calculada através da soma algébrica de afluências e efluências relativamente a cada camada do sistema, funcionando como um balanço de caudais baseado na equação da continuidade.

Iniciando-se na camada mais profunda, toda a diferença verificada no balanço de caudais é transmitida de ou para a camada adjacente superior. Este procedimento é repetido para todas as restantes camadas, tendo em atenção a advecção vertical de ou para a camada adjacente inferior. Qualquer diferença verificada no balanço de caudais na camada superficial é tomada em consideração ao nível da correspondente subida ou descida da cota da superfície livre da massa de água.



O outro mecanismo de transporte de calor e de massa entre diferentes camadas corresponde à difusão efectiva, que é constituída pelo conjunto da difusão molecular, da difusão turbulenta e da mistura convectiva.

A difusão turbulenta induzida pelo vento e pelos escoamentos, bem como a mistura convectiva, são as componentes dominantes da difusão efectiva no epilimnion da maioria das albufeiras. Por outro lado, e nomeadamente nas albufeiras que apresentam um período de estratificação térmica estável, a difusão molecular pode constituir-se como uma componente significativa da difusão efectiva, no metalimnion e no hipolimnion dessas massas de água e durante o referido período.

Para albufeiras profundas e bem estratificadas, com importantes afluências ou tomadas de água para ou a partir do hipolimnion, domina nesta zona a turbulência induzida pelos escoamentos. Para massas de água com fraca estratificação, a difusão turbulenta induzida pelo vento e/ou pelos escoamentos corresponde à componente dominante da difusão efectiva em toda a massa de água.

O modelo WQRRS pode considerar um de dois métodos diferentes para o cálculo da difusão efectiva: o método da estabilidade e o método do vento.

O método da estabilidade para a determinação dos coeficientes de difusão efectiva é adequado para a maior parte das massas de água profundas e bem estratificadas, bem como para aquelas em que, apesar de menos profundas, a circulação devida ao vento não constitua a principal força de mistura turbulenta. De forma muito simples e sintética, pode afirmar-se que este método se baseia no pressuposto de que a mistura na massa de água será mínima quando o gradiente de densidade ou a estabilidade da coluna de água sejam máximas.

A relação entre os coeficientes de difusão efectiva e a estabilidade da massa de água pode ser representada através das seguintes expressões:

$$D_c = A_1 \quad \text{quando } E \leq E_{\text{crit.}} \quad (4.23)$$

$$D_c = A_2 E^{A_3} \quad \text{quando } E > E_{\text{crit.}} \quad (4.24)$$

em que:

- $D_c$  = coeficiente de difusão efectiva ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );

- $A_1$  = valor máximo do coeficiente de difusão efectiva ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );
- $E$  = estabilidade da coluna de água ou gradiente de densidade normalizado ( $\text{m}^{-1}$ );
- $E_{\text{crit.}}$  = estabilidade crítica da coluna de água ( $\text{m}^{-1}$ );
- $A_2$  e  $A_3$  = constantes empíricas.

Por outro lado, o método do vento para a determinação dos coeficientes de difusão efectiva é particularmente adequado para massas de água em que a circulação devida ao vento seja a componente dominante da difusão turbulenta. Este método assume que a circulação induzida pelo vento é maior à superfície, decrescendo exponencialmente com a profundidade. O coeficiente de difusão efectiva é determinado a partir da combinação entre a difusão turbulenta induzida pelo vento e um termo de difusão mínima, que representa os efeitos de todos os outros processos concorrentes para a circulação. A expressão utilizada para calcular o coeficiente de difusão efectiva é a seguinte:

$$D_c = D_{\min} + A_1 V_w e^{-kd} \quad (4.25)$$

em que:

- $D_c$  = coeficiente de difusão efectiva ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );
- $D_{\min}$  = coeficiente de difusão efectiva mínimo ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );
- $A_1$  = coeficiente empírico (m);
- $V_w$  = velocidade do vento ( $\text{m}.\text{s}^{-1}$ );
- $k = A_2 / d_t$ ;
- $A_2$  = coeficiente empírico;
- $d_t$  = seis metros para condições de ausência de estratificação ou, caso contrário, profundidade da termoclina (m);
- $d$  = profundidade de cada camada (m).

O modelo limita o coeficiente de difusão efectiva a um valor máximo que, normalmente, toma o valor de  $5 \times 10^{-4} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ .

### 4.3.3 – Representação das relações de temperatura e de qualidade da água

#### 4.3.3.1 – Formulação geral do modelo

O modelo WQRRS foi desenvolvido de forma a poder incorporar uma representação detalhada dos processos que determinam as características de qualidade das massas de água. A concepção do modelo baseia-se na caracterização da dinâmica do transporte de constituintes e nas relações cinéticas químicas e biológicas, cujas expressões matemáticas são apresentadas, por exemplo, em HEC, 1978 e em THOMANN e MUELLER, 1987.

Um pressuposto importante da formulação do modelo WQRRS corresponde ao facto de que todos os processos químicos e biológicos ocorrem em ambiente aeróbio. Com efeito, o modelo não tem a capacidade de simular os processos que ocorrem em condições de anaerobiose, embora possua incorporados vários algoritmos que permitem continuar o processo de simulação até se registar de novo a presença de oxigénio dissolvido.

A formulação matemática do modelo baseia-se no facto da dinâmica de cada parâmetro se poder expressar através dos princípios de conservação da massa e energia, usados para derivar a equação diferencial que permite simular a temperatura da massa de água e a concentração dos diferentes constituintes. Essa equação é apresentada em seguida:

$$V \left( \frac{\partial C}{\partial t} \right) = \Delta z Q_z \left( \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \Delta z A_z D_c \left( \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) + Q_i C_i - Q_0 C \pm V S \quad (4.26)$$

em que:

- C = temperatura ou concentração de qualquer constituinte, em unidades apropriadas;
- V = volume de cada elemento do sistema (m<sup>3</sup>);
- t = coordenada temporal (s);
- z = coordenada espacial vertical (m);
- Q<sub>z</sub> = advecção vertical (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);
- A<sub>z</sub> = área superficial de cada elemento do sistema, normal à direcção do fluxo, (m<sup>2</sup>);
- D<sub>c</sub> = coeficiente de difusão efectiva (m<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup>);
- Q<sub>i</sub> = caudal lateral entrado em cada elemento (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);
- C<sub>i</sub> = fluxo de energia térmica ou de concentração de qualquer constituinte, em unidades apropriadas;
- Q<sub>0</sub> = caudal lateral saído de cada elemento (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>);

- S = todas as fontes e sumidouros, em unidades apropriadas.

A equação (4.26) é utilizada na simulação da temperatura e de todos os constituintes associados à massa de água e por ela passivamente transportados. Para os constituintes que se assumem fixos ao fundo ou que possuem mobilidade própria (como os peixes), a equação (4.26) resume-se à seguinte forma:

$$V \left( \frac{\partial C}{\partial t} \right) = \pm V S \quad (4.27)$$

Os termos correspondentes às fontes e sumidouros inerentes à temperatura estão limitados aos fluxos de energia externos. Para os restantes parâmetros de qualidade da água as fontes e sumidouros podem incluir deposição, reacções de decaimento de primeira ordem, rearejamento, reacções químicas e bioquímicas, crescimento, respiração e mortalidade, incluindo predação.

No caso de um constituinte abiótico, a seguinte expressão inclui as correspondentes fontes e sumidouros:

$$S_1 = V_s \frac{\partial C_1}{\partial Z} + K_2 (C_1^* - C_1) - K_{d1} C_1 + K_{d2} C_2 - \\ - \sum_{i=1}^n G_i C_i F_i + \sum_{i=1}^n G_i C_i E_i + \sum_{i=1}^n R_i C_i F_i + \sum_{i=1}^n M_i C_i \quad (4.28)$$

que, para o caso de constituintes bióticos, assume a seguinte forma:

$$S_1 = V_s \frac{\partial C_1}{\partial Z} + C_1 (G_1 - R_1 - M_1) - \sum_{i=1}^n G_i C_i F_i \quad (4.29)$$

em que:

- $S_1$  = variação da concentração (fonte ou sumidouro) do constituinte ( $\text{mg.L}^{-1}.\text{s}^{-1}$ );
- $V_s$  = velocidade de sedimentação do constituinte ( $\text{m.s}^{-1}$ );
- $C$  = concentração do constituinte ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $C^*$  = concentração de saturação ( $\text{mg.L}^{-1}$ );
- $K_2$  = coeficiente de rearejamento ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_d$  = coeficientes de decaimento ( $\text{s}^{-1}$ );
- $G$  = taxa de crescimento ( $\text{s}^{-1}$ );

- $F$  = factor que relaciona o crescimento com o consumo e a libertação dos constituintes dependentes;
- $E$  = factor que relaciona o crescimento com a excreção de constituintes dependentes;
- $R$  = taxa de respiração ( $s^{-1}$ );
- $M$  = taxa de mortalidade ( $s^{-1}$ ).

No caso da equação (4.28), os termos do membro da direita referem-se, respectivamente, a: sedimentação, rearejamento, decaimento, transformação química, consumo pelo biota, subprodutos do biota (sexto e sétimo termo) e mortalidade. Relativamente à equação (4.29), os termos do membro da direita correspondem a: sedimentação, crescimento, respiração e mortalidade (estando estes três últimos processos englobados no segundo termo) e predação.

Em termos de técnica numérica de solução, e tomando o exemplo da equação geral de balanço de massa (4.26), verifica-se que esta consiste na resolução matricial de um conjunto de equações de diferenças finitas, cada uma das quais aplicada a um elemento do sistema. O balanço de massa para cada constituinte,  $C$ , em cada elemento,  $i$ , apresenta a seguinte forma:

$$V_i \left( \frac{\Delta C}{\Delta t} \right)_i = C_{i-1} S_{i-1} - C_i S_i + C_{i+1} S_{i+1} + P_i \quad (4.30)$$

em que:

- $V_i$  = volume do elemento  $i$  ( $m^3$ );
- $\left( \frac{\Delta C}{\Delta t} \right)_i$  = variação com o tempo da concentração do constituinte  $C$  no elemento  $i$  ( $mg.L^{-1}.s^{-1}$ );
- $C_i$  = concentração do constituinte  $C$  no elemento  $i$  ( $mg.L^{-1}$ );
- $S_i$  = termos correspondentes à advecção e difusão nas equações de balanço de massa;
- $P_i$  = termos correspondentes às fontes e/ou sumidouros para cada elemento  $i$ .

O conjunto completo de equações de balanço de massa para um sistema constituído por  $n$  elementos, pode ser escrito na forma matricial:

$$[V] \left\{ \frac{\Delta C}{\Delta t} \right\} = [S] \{C\} + \{P\} \quad (4.31)$$

em que:

- $[V]$  = matriz  $n \times n$  com o volume dos diferentes elementos na diagonal e zeros em todas as outras posições;
- $\left\{ \frac{\Delta C}{\Delta t} \right\}$  = matriz coluna das variações temporais da concentração do constituinte C em cada um dos  $n$  elementos;
- $[S]$  - matriz  $n \times n$  dos coeficientes que vão multiplicar a variável dependente, C;
- $\{C\}$  = matriz coluna das concentrações de C em cada elemento;
- $\{P\}$  = matriz coluna dos termos correspondentes às fontes e sumidouros para cada elemento.

#### 4.3.3.2 – Análise térmica

A temperatura da água é um dos parâmetros mais importantes a analisar em qualquer exercício de modelação matemática da qualidade da água, uma vez que a maioria dos coeficientes intervenientes nas relações de qualidade da água são função da temperatura. Adicionalmente, no caso de uma albufeira, o mecanismo difusivo de transporte de massa depende directamente da massa específica da água, que por sua vez depende fortemente da temperatura da água, o que reforça a necessidade de análise deste parâmetro.

As principais fontes e perdas de calor estão associadas às trocas de energia ao nível da interface ar-água, bem como às afluências e efluências do sistema. No que se refere às trocas de energia na interface ar-água, e de acordo com os princípios referidos na secção 2.3.2 do Capítulo 2 e com o enunciado da equação (2.1), o modelo WQRRS permite a utilização de dois métodos diferentes para calcular essas trocas: o método do balanço energético e o método da temperatura de equilíbrio.

No método do balanço energético, as cinco componentes da energia útil transferida para a massa de água, correspondentes ao membro da direita da equação (2.1), podem classificar-se em dois grupos: os que dependem da temperatura da água à superfície e os que não possuem essa dependência. Os termos dependentes da temperatura da água à superfície,

correspondentes aos três últimos termos do membro da direita da equação (2.1), são linearizados para simplificar a técnica de solução, conduzindo à seguinte expressão:

$$Q_n = \mu - \lambda T \quad (4.32)$$

em que:

- $\mu = Q_{sn} + Q_{at} - 7.36 \times 10^{-2} - \rho L (a + bW) (\alpha_j - e_a - 6.1 \times 10^{-4} p T_a)$ ;
- $\lambda = 1.17 \times 10^{-3} + \rho L (a + bW) (\beta_j + 6.1 \times 10^{-4} p)$ ;
- $T$  = temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ );
- $\rho$  = massa específica da água ( $\text{kg.m}^{-3}$ );
- $a, b$  = coeficientes de evaporação;
- $W$  = velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ );
- $\alpha_j, \beta_j$  = coeficientes empíricos dependentes da temperatura;
- $e_a$  = tensão de vapor (mbar);
- $p$  = pressão atmosférica (mbar);
- $T_a$  = temperatura do termómetro seco ( $^{\circ}\text{C}$ );
- $L$  = calor latente de evaporação ( $\text{kcal.kg}^{-1}$ ).

No que se refere ao método da temperatura de equilíbrio, este baseia-se nos trabalhos desenvolvidos por Edinger e Geyer (EDINGER e GEYER, 1965 *in* HEC, 1978), e utiliza o conceito da “temperatura de equilíbrio” e um coeficiente global para a troca de energia na superfície. A “temperatura de equilíbrio” é definida como a temperatura da água para a qual as trocas de energia na interface ar-água são nulas. O coeficiente global para a troca de energia na superfície, quando multiplicado pela diferença entre a temperatura de equilíbrio e a temperatura real da superfície da água, permite obter o valor da transferência útil de energia, sendo essa relação descrita pela seguinte equação:

$$Q_n = K_e (T_e - T_s) \quad (4.34)$$

em que:

- $Q_n$  = energia útil transferida ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ );
- $K_e$  = coeficiente global para a troca de energia na superfície ( $\text{kcal.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}.\text{^{\circ}C}^{-1}$ );
- $T_e$  = temperatura de equilíbrio ( $^{\circ}\text{C}$ );
- $T_s$  = temperatura da superfície da água ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Qualquer dos dois métodos, balanço energético e temperatura de equilíbrio, representam adequadamente as trocas de energia à superfície de uma massa de água homogênea. No entanto, e de acordo com o que se passa na realidade, o modelo WQRRS considera que as componentes de menor comprimento de onda da radiação solar visível penetram para além da camada superficial. A formulação do modelo considera que a atenuação da energia ou da intensidade da luz com a profundidade segue a lei de Lambert-Beer, definida pela equação 2.2, apresentada na secção 2.3.3 do Capítulo 2.

De acordo com o manual do utilizador do modelo WQRRS (HEC, 1978), quando o valor médio da profundidade do disco de Secchi é superior à espessura da camada superficial, o método do balanço energético é preferível, comparativamente ao da temperatura de equilíbrio, para calcular as trocas de energia ao nível da interface ar-água.

#### 4.3.3.3 – Relações de qualidade da água

Os principais constituintes biológicos e químicos considerados no modelo WQRRS são os seguintes:

- peixes: três tipos, com diferentes gamas de temperaturas óptimas de desenvolvimento, diferentes preferências alimentares e diferentes taxas de crescimento, respiração e mortalidade;
- espécies bentónicas: assumindo-se que estão associadas ao substrato;
- fitoplankton: dois tipos, com diferentes gamas de temperaturas óptimas de desenvolvimento, diferentes taxas de respiração e de crescimento, diferentes velocidades de sedimentação e diferentes exigências em termos de nutrientes;
- zooplankton;
- detritos;
- sedimentos orgânicos (*i. e.* detritos depositados ou sedimentados);
- sólidos suspensos inorgânicos: cinco tipos com diferentes velocidades de sedimentação;
- sedimentos inorgânicos (*i. e.* sólidos suspensos inorgânicos sedimentados);
- sólidos dissolvidos totais;
- carbono inorgânico total;
- carência bioquímica de oxigénio;
- oxigénio dissolvido;
- fosfatos;
- azoto amoniacal;



- nitritos;
- nitratos;
- bactérias coliformes;
- alcalinidade total;
- pH.

As relações tróficas entre o fitoplâncton e o zooplâncton, bem como as relações directas e recíprocas entre o fitoplâncton e os nutrientes, têm uma importância fundamental sobre a qualidade da massa de água. As inter-relações entre todos os constituintes que são passíveis de ser simulados pelo modelo são apresentadas na Figura 4.3.

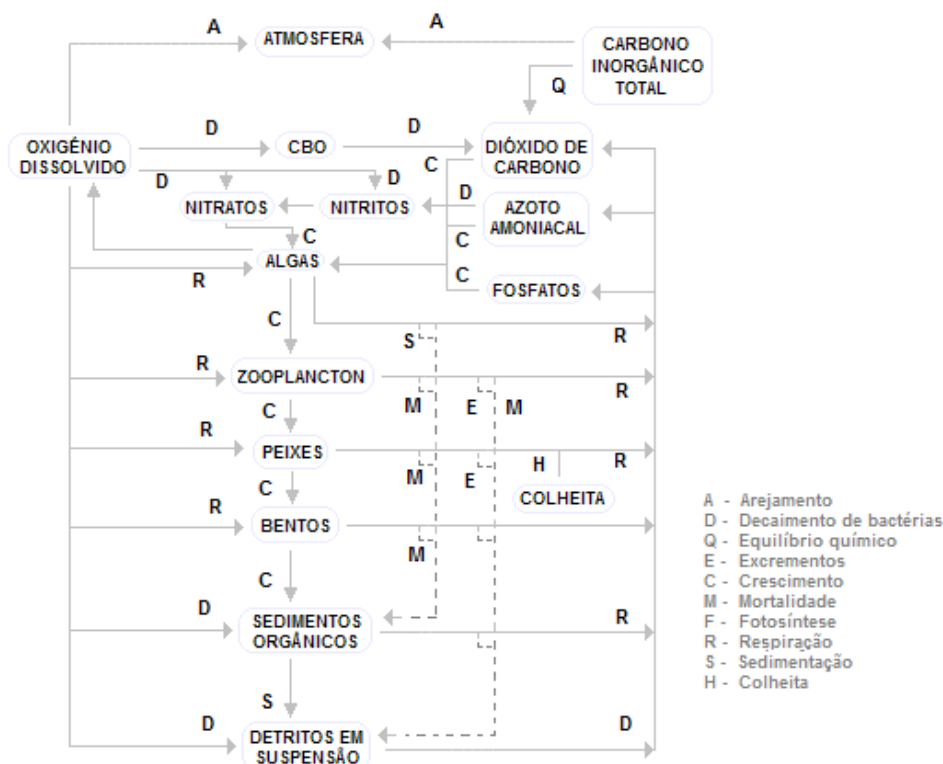


Figura 4.3 - Relações ecológicas e de qualidade (Fonte: HEC, 1978)

Em complemento à informação contida na Figura 4.3, apresenta-se no Quadro 4.1 a descrição da interdependência dos vários parâmetros descritores da qualidade da água e, no Quadro 4.2, os diversos processos com influência nas variações da concentração de cada um desses parâmetros.

Quadro 4.1 – Interdependência dos parâmetros de qualidade da água (Fonte: HEC, 1978)

CONTITUINTE DEPENDENTE DE	Temperatura	Peixes	Fauna bentónica	Zooplancron	Fitoplancron	Detritos	Sólidos susp. inorg.	Sedimentos org.	Sedimentos inorg.	CBO	Coliformes	Carbono inorg. tot.	Azoto amoniacal	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Oxigénio dissolvido	Alcalinidade e SDT	Dióxido de carbono	pH
Temperatura				K	K	K	K													
Peixes	A		D	D				D									G			
Fauna bentónica	A	L						D									G			
Zooplancron	A	L			D	D											G			
Fitoplancron	A			L								D	D		D	D				
Detritos	A	E		E, L																
Sólidos susp.inorg.									J											
Sedimentos org.	A		E		J	J														
Sedimentos inorg.							J													
CBO	A																G			
Coliformes	A																			
Carbono inorg. tot.			B	B	B	B		B		B							G		M	
Azoto amoniacal	A		B	B	B	B		B												
Nitritos	A												B				G			
Nitratos	A													B			G			
Fosfatos			B	B	B	B		B												
Oxigénio dissolvido	F	C	C	C		C		C		C				C	C					
Alcalinidade e SDT																				
Dióxido de carbono	F, H											M						H		M
pH		H										H						H	H	

Legenda:

- A- afecta as taxas de decaimento, respiração crescimento ou mortalidade
- B- subproduto do decaimento ou respiração
- C- consumido por decaimento e respiração
- D- presa ou nutrientes necessários para crescimento
- E- subproduto do crescimento
- F- afecta as taxas de rearejamento e saturação
- G- limites de crescimento ou decaimento fora da gama aceitável
- H- influencia o equilíbrio químico
- J- fonte a partir de sedimentação ou erosão
- L- consumo por crescimento de outros constituintes
- M- em equilíbrio químico com outros constituintes
- K- limita a entrada de energia por afectar a penetração da luz

Quadro 4.2 – Processos com influência na concentração dos constituintes (Fonte: HEC, 1978)

Constituinte	Constituinte conservativo	Advecção e difusão (1)	Trocas através da interface ar-água	Taxas são função da temperatura	Massa aumentada por:		Massa reduzida por:			
					Crescimento	Subproduto de outros constituintes	Mortalidade ou deposição	Respiração	Consumo por:	Decaimento
Temperatura		X	X							
Peixes (3 tipos)				X	X		X	X	Homem	
Bentos				X	X		X	X	Peixes	
Zooplankton		X		X	X		X	X	Peixes	
Fitoplankton (2 tipos)		X		X	X		X	X	Zooplankton	
Detritos		X		X		X	X		Zooplankton	X
Sólidos em suspensão		X		X			X			
Sedimentos orgânicos				X		X			Peixes +bentos	X
Sedimento inorgânicos						X				
CBO		X		X						X
Coliformes		X		X						X
Carbono total		X	X	X		X			Algas	
Azoto amoniacal		X		X		X			Algas	X
Nitritos		X		X		X				X
Nitratos		X		X		X			Algas	
Fosfatos		X		X		X			Algas	
Oxigénio dissolvido	X	X	X	X		X			Decaimento (2)	
Alcalinidade	X	X								
Sólidos dissolvidos totais		X								

Notas:

(1) – advecção e difusão entre segmentos, e advecção de e para o sistema em função das afluências e efluências.

(2) – oxigénio dissolvido consumido por decaimento da CBO5, sedimentos, detritos, azoto amoniacal, nitritos e respiração

O modelo WQRRS tem a capacidade de omitir um dado parâmetro de qualidade da água, o que significa não proceder à sua simulação, ou, alternativamente, assumir o seu valor como constante durante o exercício de simulação. A única excepção a esta capacidade corresponde à temperatura da água, o que se justifica pelo facto do transporte vertical de massa ser função da massa específica da água, dependendo esta, em larga medida, da temperatura.

A utilização desta capacidade do modelo deve ser efectuada com precaução e tendo presente as relações entre os diferentes parâmetros descritores da qualidade da água, de forma a evitar que se exclua da simulação um determinado constituinte que possa afectar, directamente ou indirectamente, um outro constituinte com interesse.

#### **4.3.4 – Coeficientes físicos, químicos e biológicos**

À excepção dos parâmetros conservativos, como por exemplo os sólidos dissolvidos totais, as equações diferenciais que descrevem as relações de qualidade da água, constituindo a representação funcional do modelo, contêm um ou mais coeficientes físicos, químicos e biológicos. A maioria destes coeficientes têm por base um entendimento empírico e simplificado de um dado processo. A título de exemplo, pode citar-se a taxa de decaimento da carência bioquímica de oxigénio, que corresponde a uma descrição simplificada de uma actividade microbiológica complexa.

Muitos destes coeficientes apresentam uma variabilidade acentuada, dependendo de factores como as variações meteorológicas, hora do dia, tipo e grau de poluição existente na massa de água. Em HEC, 1978 e em EPA, 1985 podem ser encontradas as gamas habituais e os valores mais comuns dos coeficientes utilizados nas equações que constituem a representação funcional do modelo. Contudo, o modelo incorpora, por defeito, valores para esses coeficientes, que podem ser alterados pelo utilizador para valores que sejam entendidos como mais adequados para cada caso de estudo.

### **4.4 – MODELO CE-QUAL-W2**

#### **4.4.1 – Introdução**

O modelo CE-QUAL-W2 tem sido desenvolvido pelo “Water Quality Modeling Group, Environmental Laboratory, Waterways Experiment Station, United States Army Corps of Engineers”, com o apoio, nomeadamente ao nível da suas versões mais recentes, do “Department of Civil and Environmental Engineering” da “Portland State University”.

O CE-QUAL-W2 é um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água, bidimensional e lateralmente homogéneo, que permite a simulação de massas de água sujeitas a fluxos de entrada e saída de água variáveis no tempo, situação que conduz a classificá-lo como um

modelo dinâmico e que possibilita a análise das variações sazonais da qualidade da água, capacidade que o modelo WQRRS, anteriormente descrito, também possui.

Pelo facto do modelo CE-QUAL-W2 assumir homogeneidade lateral, a sua aplicação é mais adequada ao estudo de massas de água relativamente longas e estreitas, que exibam ou possam exibir gradientes verticais e longitudinais de qualidade da água, mas que se possam considerar lateralmente homogéneas. No entanto, e de acordo com o referido na secção 3.5.3 do Capítulo 3, apesar de preferencialmente aplicado a lagos e albufeiras, o modelo CE-QUAL-W2 tem sido também utilizado no estudo de rios e estuários, bem como em sistemas constituídos por diversos tipos de massas de água.

Trata-se de um modelo que permite a definição de uma grelha representativa do sistema em estudo, dividida em segmentos (longitudinalmente) e camadas (verticalmente), cuja dimensão pode variar de segmento para segmento e de camada para camada, possibilitando aumentar a resolução da informação a extrair onde seja necessário.

A massa de água submetida a simulação pode ter uma geometria complexa, inclusivamente com vários braços que apresentem uma estrutura dendrítica. O modelo calcula os valores que as diferentes variáveis assumem em cada uma das células do sistema ao longo do período de simulação, através de um esquema numérico de solução que resolve as equações associadas à hidrodinâmica e à qualidade da água.

O modelo tem a capacidade de simular diversos constituintes, dos quais se salientam a temperatura, oxigénio dissolvido, nitratos e nitritos, azoto amoniacal, fosfatos, biomassa algal, salinidade e sólidos dissolvidos totais. Os dados de entrada são, no essencial, constituídos pela morfologia da albufeira, pelas séries de caudais afluentes e correspondente qualidade da água, pelas séries de caudais retirados ao sistema, bem como pelas variáveis caracterizadoras das condições meteorológicas.

A componente de hidrodinâmica do modelo calcula as variações do nível da superfície livre, da velocidade de escoamento e da temperatura da água, que ocorrem em função das séries de aflúências e extracções definidas nos dados como condições de fronteira, bem como em resultado do comportamento específico do próprio sistema. A temperatura da água é incluída nos cálculos hidrodinâmicos devido ao seu efeito sobre a massa específica da água, que por sua vez desempenha um papel fundamental no comportamento hidrodinâmico do sistema.

#### 4.4.2 – Desenvolvimento do modelo

O modelo CE-QUAL-W2 encontra-se em desenvolvimento desde 1975. O modelo original é conhecido por LARM (“Laterally Averaged Reservoir Model”) e foi desenvolvido por Edinger e Buchak (EDINGER e BUCHAK, 1975). A primeira versão do modelo LARM só permitia a modelação do ramo principal da massa de água, obrigando a que outros ramos fossem tratados como tributários. Subsequentes modificações do modelo, para permitir a modelação de um ramo principal e de múltiplos afluentes a esse ramo principal, deram origem ao modelo GLVHT (“Generalized Longitudinal-Vertical Hydrodynamics and Transport Model”), também conhecido por LARM2.

A evolução destes modelos, através da adição de algoritmos que permitem a modelação da qualidade da água, deu origem à versão 1.0 do modelo CE-QUAL-W2.

A versão 2.0 do modelo CE-QUAL-W2 resultou de importantes modificações ao nível do código do modelo, de forma a melhorar a descrição matemática do protótipo e a aumentar a eficiência e precisão computacional, para além da introdução de novas capacidades no que se refere à modelação de processos com influência sobre a qualidade da água (COLE e BUCHAK, 1995), de entre as quais se destacam as seguintes:

- um algoritmo com capacidade para calcular o valor máximo do intervalo de cálculo (“time-step”) e que o ajusta de forma a assegurar que as exigências de estabilidade ao nível da hidrodinâmica são respeitadas;
- um algoritmo de tomada de água selectiva que define a zona de extracção com base no valor de caudal, geometria da tomada e gradientes de densidade;
- um esquema de cálculo dos processos de transporte que reduz a difusão numérica;
- advecção vertical ponderada temporalmente e difusão vertical totalmente implícita;
- possibilidade de interpolação linear ao nível dos dados de entrada;
- melhoramentos no algoritmo de cálculo relacionado com a formação de gelo à superfície;
- cálculo interno da temperatura de equilíbrio e possibilidade de opção por um de dois diferentes processos de cálculo das trocas de energia ao nível da interface ar-água;
- possibilidade de variar a altura das camadas e o comprimento dos segmentos;
- introdução de uma subrotina de entrada de dados que permite que esta entrada seja efectuada com qualquer frequência temporal;
- consideração dos processos de troca de energia ao nível da interface água-sedimento.

A versão 3.1 do modelo CE-QUAL-W2 data de Agosto de 2002<sup>3</sup>. Esta versão resultou da introdução de melhorias adicionais ao nível do esquema numérico de solução e dos algoritmos associados à simulação da qualidade da água, nomeadamente em termos da consideração de novos constituintes e de uma maior flexibilidade, bem como de novas capacidades no que se refere à modelação da hidrodinâmica do sistema (COLE e WELLS, 2002). Nestas novas capacidades incluem-se:

- uma solução implícita para determinar os efeitos do coeficiente de viscosidade vertical na equação de quantidade de movimento horizontal;
- introdução de um esquema de cálculo dos processos de transporte que minimiza o aparecimento de gradientes demasiado acentuados;
- inclusão da transferência da quantidade de movimento entre os vários ramos do sistema;
- possibilidade do modelo simular múltiplas massas de água na mesma grelha computacional, incluindo vários reservatórios, troços de rio e estuários;
- algoritmos adicionais de turbulência vertical para o cálculo hidráulico em troços de rio;
- algoritmos adicionais para o cálculo do coeficiente de rearejamento em troços de rio;
- algoritmos que permitem a consideração de estruturas hidráulicas, como tubagens e descarregadores;
- algoritmo que permite a consideração de descarregadores submersos;
- possibilidade de consideração de um qualquer número de parâmetros arbitrários definidos pelo utilizador, que possam ser caracterizados por taxa de decaimento, taxa de sedimentação e coeficientes de ajustamento em função da temperatura;
- possibilidade de consideração de um qualquer número de grupos de fitoplankton definidos pelo utilizador;
- possibilidade de consideração de um qualquer número de grupos de perifiton definidos pelo utilizador;
- possibilidade de consideração de um qualquer número de grupos de carência bioquímica de oxigénio definidos pelo utilizador;
- possibilidade de consideração de um qualquer número de grupos de sólidos suspensos inorgânicos definidos pelo utilizador;
- possibilidade de consideração de sílica dissolvida e particulada;

---

<sup>3</sup> Nos últimos anos têm vindo a ser disponibilizadas novas versões do modelo CE-QUAL-W2, todas elas dentro da série 3.x. No entanto, as alterações contidas nestas novas versões não apresentam diferenças significativas relativamente à versão 3.1.

- possibilidade de consideração de constituintes derivados, tais como carbono orgânico dissolvido total, azoto orgânico e fósforo orgânico, que não funcionam como variáveis de estado.

#### **4.4.3 – Capacidades e limitações do modelo**

A formulação hidrodinâmica do modelo permite o cálculo da cota da superfície livre, das velocidades de escoamento e da temperatura da água. De acordo com o que já anteriormente foi referido, a temperatura da água é sempre incluída nos cálculos hidrodinâmicos do modelo, em função do seu efeito sobre a massa específica da água e desta sobre os padrões de circulação.

No que se refere à simulação da qualidade da água do sistema, qualquer combinação de constituintes pode ser considerada, o que significa que qualquer dos parâmetros descritores da qualidade da água pode ser incluído ou excluído de um determinado exercício de simulação. No entanto, e à semelhança do verificado relativamente ao modelo WQRRS, esta capacidade tem de ser usada criteriosamente para que não se exclua da simulação um determinado constituinte que possa afectar, directamente ou indirectamente, um outro constituinte com interesse.

Os efeitos da salinidade e/ou dos sólidos dissolvidos totais sobre a massa específica da água, e consequentemente sobre a hidrodinâmica do sistema, só são considerados se estes parâmetros forem explicitamente simulados ao nível do módulo de qualidade da água. Adicionalmente à temperatura, a versão 3.1 do modelo CE-QUAL-W2 tem a capacidade de proceder à simulação das variáveis de estado de qualidade da água em seguida enumeradas:

- qualquer número de constituintes genéricos definidos pelo utilizador, que possam ser caracterizados por taxa de decaimento, taxa de sedimentação e coeficientes de ajustamento em função da temperatura;
- qualquer número de grupos de sólidos suspensos inorgânicos;
- qualquer número de grupos de fitoplâncton;
- qualquer número de grupos de perifíton;
- qualquer número de grupos de carência bioquímica de oxigénio;
- azoto amoniacal;
- nitratos + nitritos, ou seja o somatório destes dois compostos do ciclo do azoto;



- fósforo disponível para os organismos biológicos (normalmente representado pelos ortofosfatos ou pelo fósforo reactivo solúvel);
- matéria orgânica lábil dissolvida;
- matéria orgânica refractária dissolvida;
- matéria orgânica lábil particulada;
- matéria orgânica refractária particulada;
- carbono inorgânico total;
- alcalinidade;
- ferro total;
- oxigénio dissolvido;
- sedimentos orgânicos.

Adicionalmente, mais de 60 variáveis derivadas podem ser calculadas internamente pelo modelo, a partir das variáveis de estado. Entre estas variáveis derivadas incluem-se pH, carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, azoto orgânico total, fósforo orgânico total, fósforo orgânico dissolvido e sólidos suspensos totais, entre outras.

Ao nível dos cálculos da hidrodinâmica, verifica-se que a cota da superfície livre é resolvida implicitamente, o que elimina a restrição ao nível do intervalo de cálculo determinada pelas ondas superficiais de gravidade. Isto permite maiores intervalos de cálculo durante a simulação, daí resultando uma diminuição no tempo de cálculo, possibilitando a simulação de períodos de tempo alargados. Para além disso, o modelo pode ser aplicado a estuários, rios ou partes de massas de água, através da especificação das condições de fronteira de jusante ou de montante, não existindo qualquer limitação estrutural relativamente ao número de massas de água (albufeiras, lagos, rios e estuários) que podem ser ligados em série, podendo ser aumentada a resolução dos resultados do modelo nas zonas de maior interesse, através da funcionalidade de variação da espessura das camadas e/ou do comprimento dos segmentos, ao longo da grelha computacional.

De forma a permitir reduzir o tempo de cálculo, e embora os módulos de hidrodinâmica e de qualidade estejam totalmente interligados e acoplados, o modelo tem a capacidade de proceder de forma menos frequente à actualização dos dados de qualidade da água comparativamente aos dados hidrodinâmicos. Adicionalmente, inclui ainda um algoritmo que permite variar automaticamente o intervalo de cálculo, procedendo à sua redução quando necessário, para assegurar que são mantidas as exigências de estabilidade de cálculo ao nível da hidrodinâmica, impostas pelo esquema numérico de solução.

O modelo CE-QUAL-W2 permite que as entradas de água no sistema, e as cargas a elas associadas, sejam efectuadas através das fronteiras de montante de cada ramo do sistema, de tributários, de descargas tópicas e difusas e ainda através da precipitação. As saídas de água podem ser efectuadas através do segmento de jusante de qualquer dos ramos do sistema, ou a partir de tomadas localizadas em qualquer célula da grelha computacional. Embora a evaporação não seja considerada como uma tomada de água no sentido estrito do termo, pode ser incluída no balanço hidrológico da massa de água.

Relativamente às limitações do modelo, e no que se refere à hidrodinâmica, verifica-se que as equações que descrevem o comportamento do sistema o consideram como lateralmente homogéneo, o que significa que as variações laterais ao nível da velocidade de escoamento, temperatura e concentração dos diferentes constituintes não são consideradas. Esta situação torna o modelo CE-QUAL-W2 inadequado para utilização em grandes massas de água, que exibam variações laterais significativas ao nível da concentração dos parâmetros descritores da sua qualidade.

Ao nível específico da qualidade da água o modelo apresenta também algumas limitações, de entre as quais se destacam o facto de não simular o zooplankton e, conseqüentemente, não contemplar os seus potenciais efeitos sobre o fitoplankton e sobre a reciclagem de nutrientes. Para além disso, também não possui um compartimento específico de sedimentos, em que possam ser simuladas as reacções cinéticas que se processam quer ao nível dos sedimentos, quer da interface água-sedimento. Esta última situação constitui uma limitação às capacidades do modelo, nomeadamente em termos de simulações de longo termo, que é minimizada através da consideração dos processos de carência de oxigénio do sedimento, bem como de sedimentação e libertação de fósforo.

#### **4.4.4 – Principais dados necessários ao funcionamento do modelo**

Para o funcionamento do modelo CE-QUAL-W2 são necessários os seguintes tipos de dados: geométricos ou morfológicos, condições iniciais, condições de fronteira, parâmetros hidráulicos e coeficientes cinéticos. É igualmente desejável que se disponha, assim como para qualquer outro modelo matemático de simulação, de um conjunto de dados de amostragem que possibilitem a calibração e verificação do modelo.

#### 4.4.4.1 – Dados geométricos

Os dados relativos à geometria, morfologia ou batimetria da massa de água são usados para proceder à sua representação conceptual, ou seja para definir a grelha batimétrica que permite representar a massa de água dividida verticalmente em camadas e longitudinalmente em segmentos, possibilitando a obtenção das células de cálculo (Figura 4.4).

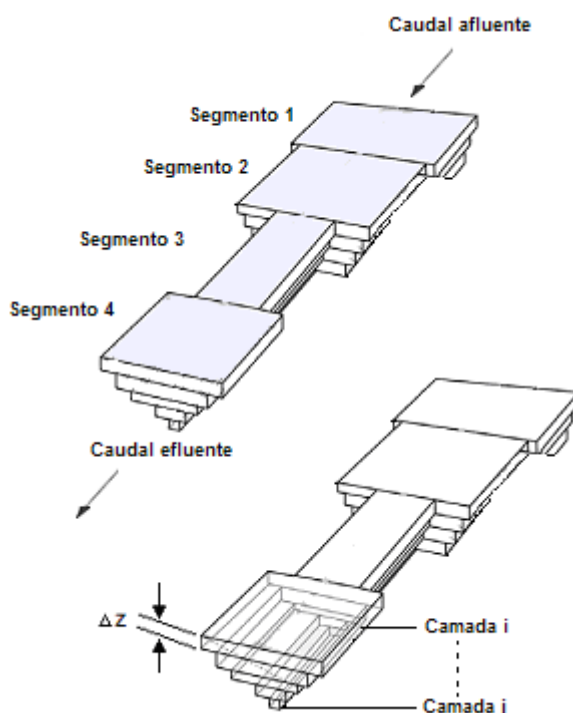


Figura 4.4 - Representação conceptual de uma massa de água – modelo CE-QUAL-W2

Para se obterem esses dados recorre-se, no caso de se tratar de uma albufeira, a levantamentos batimétricos ou a cartas topográficas anteriores e posteriores à sua constituição, bem como às correspondentes curvas características de cotas *versus* áreas inundadas e de cotas *versus* volumes armazenados.

A grelha batimétrica que representa a massa de água é definida, para além do espaçamento longitudinal que corresponde ao comprimento de cada segmento e do espaçamento vertical inerente à altura de cada camada, pela largura média de cada secção transversal e pelo declive do fundo da massa de água. O espaçamento longitudinal e vertical pode variar de segmento para segmento e de camada para camada, mas essa variação deve ser gradual, de forma a minimizar potenciais erros de discretização.

A dimensão dos segmentos e das camadas deve conduzir à obtenção de uma grelha batimétrica suficientemente apertada, que permita ao modelo captar, com o necessário grau de detalhe, as modificações verticais e longitudinais dos parâmetros descritores da qualidade da água, ou seja os correspondentes gradientes. Por outro lado, à medida que o número de células computacionais aumenta, aumentam também as exigências em termos de tempo de cálculo e, adicionalmente, o intervalo de cálculo terá de ser diminuído para manter a estabilidade numérica, pelo que deverá ser efectuado um balanço que permita obter o melhor compromisso para a discretização da grelha batimétrica.

Relativamente à largura média de cada secção transversal, a sua definição é, normalmente, efectuada através de um processo iterativo em que a grelha batimétrica inicial é introduzida no pré-processador do modelo, sendo geradas as correspondentes curvas características, que são posteriormente comparadas com as curvas características reais da massa de água, sendo as larguras médias de cada secção transversal aferidas, de forma a melhorar o ajustamento entre os dois conjuntos de curvas características.

Vários métodos podem ser utilizados para obter os valores da largura média de cada uma das secções transversais. No entanto, e estando disponíveis cartas topográficas anteriores à constituição da albufeira, o processo mais comum para obter esses valores consiste na determinação de transectos ao longo do eixo da massa de água, para diferentes cotas, e proceder a interpolações se for necessário um grau de resolução superior ao que é possível extrair a partir da carta topográfica.

Se não estiverem disponíveis cartas topográficas da área inundada os valores da largura média das diferentes secções transversais podem ser obtidos a partir de levantamentos batimétricos. Contudo, este processo é normalmente menos preciso que o anteriormente descrito, na medida em que raramente se dispõe de um grau de detalhe nesses levantamentos que possibilite uma descrição eficiente da batimetria da massa de água.

No que se refere às células computacionais, estas podem ser essencialmente de dois tipos: activas e de fronteira. As células activas são aquelas que podem conter água durante o período de simulação e são definidas na grelha batimétrica como tendo uma largura média da secção transversal diferente de zero. As células de fronteira são, como a designação indica, as que se localizam nas fronteiras da massa de água e de cada um dos ramos que a constituem (no topo, na base, a jusante ou a montante), e é-lhes atribuída uma largura média da secção transversal igual a zero.

#### 4.4.4.2 – Condições iniciais

Ao nível das condições iniciais as exigências do modelo CE-QUAL-W2 são idênticas às de outros modelos matemáticos de simulação da qualidade da água. Deste modo, é necessário identificar o início e o final do período de simulação, as condições iniciais em termos dos valores ou concentrações dos parâmetros descritores da qualidade da água, o número e a localização das aflúências e efluências do sistema, o tipo de massa de água (doce ou salgada) e a espessura da camada de gelo inicial (quando aplicável).

No que se refere às condições iniciais em termos dos parâmetros descritores da qualidade da água, estas são exigidas para cada um dos descritores a simular e podem ser definidas de duas formas diferentes: ou em função de um único valor válido para todas as células que constituem a grelha de cálculo, ou através de perfis verticais e/ou longitudinais válidos para a totalidade dos eixos vertical e longitudinal da massa de água.

#### 4.4.4.3 – Condições de fronteira

O modelo CE-QUAL-W2 considera condições de fronteira em termos de entradas e extracções de água do sistema, e ao nível dos seus limites de montante, de jusante e de superfície.

Os caudais afluentes ao sistema são caracterizados através das séries dos correspondentes valores, bem como dos inerentes aos parâmetros de qualidade da água associados. A entrada dos caudais afluentes pode ser considerada ao nível do segmento de montante de cada um dos ramos que constituem o sistema, podendo ser alocados através de duas opções diferentes: distribuídos de forma homogénea ao longo de todas as camadas desses segmentos, ou de acordo com a massa específica correspondente às diferentes camadas do segmento onde se verifica a afluição.

A afluição de caudais também pode ser considerada ao nível de tributários do sistema ou de descargas no mesmo, podendo neste caso entrar em qualquer um dos elementos que o constituem. Nesta situação, a alocação de caudais pode ser efectuada quer através de qualquer uma das opções mencionadas no parágrafo anterior, quer a partir da especificação da sua entrada entre duas cotas definidas pelo utilizador. Esta última opção é particularmente útil para descrever a afluição de fontes tópicas, descarregadas através de uma tubagem.

Também podem ser consideradas aflúências de caudais correspondentes a fontes difusas que, neste caso, são distribuídos ao longo de um determinado ramo do sistema em função de uma ponderação efectuada através da área superficial de cada segmento. Adicionalmente, podem ainda ser considerados caudais afluentes através da precipitação, sendo neste caso igualmente distribuídos em função da área superficial de cada segmento.

No que se refere aos caudais extraídos do sistema, estes podem ser considerados de diferentes formas: captações efectuadas nos segmentos de jusante, tomadas de água laterais e evaporação.

Relativamente aos primeiros, estes ocorrem apenas no segmento mais a jusante do sistema. Neste caso o modelo calcula internamente quer a distância vertical da zona de extracção, quer a distribuição de caudais nessa zona. Adicionalmente, podem ser especificadas pelo utilizador as cotas acima e abaixo das quais não pode haver extracção de água, para que seja possível incluir os efeitos de estruturas localizadas a montante e que possam restringir a zona de extracção.

As tomadas de água laterais podem ser consideradas ao nível de qualquer célula activa da grelha batimétrica, devendo ser especificado, para cada tomada, o segmento em que esta se localiza e a cota a que se situa. Em relação à evaporação esta é calculada pelo modelo através dos valores da temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho e velocidade do vento, sendo a correspondente efluência contabilizada em função da área superficial de cada segmento.

No que se refere às condições de fronteira associadas aos limites de montante e de jusante do sistema, verifica-se que o utilizador tem a possibilidade de as impor. Esta capacidade é particularmente útil no caso da simulação de sistemas estuarinos, embora também já tenha sido utilizada na simulação de rios, de lagos e albufeiras (COLE e WELLS, 2002).

Relativamente às condições de fronteira associadas ao limite superficial da massa de água, o modelo calcula, em função dos dados fornecidos pelo utilizador, as seguintes: trocas de energia na interface ar-água, atenuação da radiação solar ao longo da coluna de água, efeito do vento e trocas gasosas.

As trocas de energia na interface ar-água podem ser calculadas através de dois métodos diferentes. O primeiro utiliza o conceito de temperatura de equilíbrio e coeficientes de troca de calor, enquanto o segundo procede ao cálculo através de um balanço de energia. Deste

modo, verifica-se que os processos de cálculo das trocas de energia ao nível da interface ar-água considerados pelo modelo CE-QUAL-W2 são muito semelhantes aos utilizados pelo modelo WQRRS, referenciados na secção 4.3.3.2. Para que o modelo CE-QUAL-W2 proceda a estes cálculos, e independentemente do método seleccionado, o utilizador deverá fornecer os dados correspondentes à latitude, longitude, temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho, nebulosidade, direcção e velocidade do vento.

A atenuação da radiação solar ao longo da coluna de água é calculada através da fracção que é absorvida na camada superficial e da taxa de atenuação devida à água, que por sua vez é determinada em função dos valores do disco de Secchi. Se os sólidos suspensos, orgânicos e inorgânicos, forem modelados, os correspondentes valores obtidos para a sua concentração são também considerados no cálculo da taxa de atenuação.

O efeito do vento é simulado pelo modelo a partir dos valores fornecidos para a sua velocidade e direcção. Adicionalmente, o modelo oferece a possibilidade de se considerar um coeficiente de atenuação do vento (“wind sheltering coefficient”), para permitir tomar em consideração diferenças de exposição ao vento entre a estação meteorológica onde se recolheram os dados e a localização da massa de água a modelar.

A velocidade do vento é igualmente utilizada para calcular as trocas gasosas que ocorrem à superfície da água, que são particularmente importantes como fonte de oxigénio dissolvido, através do processo de rearejamento.

#### 4.4.4.4 – Parâmetros hidráulicos

Os principais parâmetros hidráulicos utilizados pelo modelo CE-QUAL-W2 reportam-se aos coeficientes de dispersão horizontal, de difusão vertical e de atrito no fundo.

Os coeficientes de dispersão horizontal, utilizados para a quantidade de movimento e para o transporte de constituintes, são especificados no ficheiro de controlo do modelo, sendo invariáveis quer espacialmente quer temporalmente. A experiência e as análises de sensibilidade efectuadas em várias aplicações do modelo (COLE e WELLS, 2002), demonstraram que os resultados são relativamente insensíveis a variações dos valores destes coeficientes, no que se refere a simulações efectuadas em albufeiras, embora o mesmo já não suceda quando se trata de rios ou de estuários.

Os coeficientes de difusão vertical, utilizados igualmente para a quantidade de movimento e para o transporte de constituintes, são variáveis no espaço e no tempo e calculados internamente pelo modelo.

O coeficiente de atrito no fundo pode ser especificado através dos correspondentes valores para as fórmulas de Chezi e de Manning-Strickler e pode, por opção do utilizador, variar longitudinalmente, em função do tipo de fundo inerente a cada segmento. Os valores deste coeficiente são especificados ao nível do ficheiro de batimetria do modelo.

#### 4.4.4.5 – Coeficientes cinéticos

O modelo possui mais de 120 coeficientes associados às equações que descrevem a cinética dos diferentes constituintes passíveis de serem simulados, embora a experiência de utilização do modelo (COLE e WELLS, 2002) indique que, normalmente, menos de dez são ajustados no processo de calibração inerente a um dado exercício de simulação da qualidade da água. O modelo dispõe de valores por defeito para estes coeficientes, mas esses valores podem ser substituídos, ao nível do ficheiro de controlo, pelo utilizador.

#### 4.4.5 – **Formulação geral do modelo**

O modelo CE-QUAL-W2 utiliza as equações de movimento do fluido, lateralmente homogéneas, derivadas a partir das correspondentes equações a três dimensões, que englobam seis equações e seis incógnitas.

As equações que descrevem o sistema são obtidas através de um balanço de massa e de quantidade de movimento, relativamente a um volume de controlo. As equações resultantes são a equação da continuidade, ou de conservação da massa, e as equações de conservação da quantidade de movimento para um sistema de coordenadas em rotação.

A equação da continuidade assume a seguinte forma:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0 \quad (4.35)$$

em que:



- $\bar{u}$  = velocidade média segundo a direcção x (m.s<sup>-1</sup>);
- $\bar{v}$  = velocidade média segundo a direcção y (m.s<sup>-1</sup>);
- $\bar{w}$  = velocidade média segundo a direcção z (m.s<sup>-1</sup>).

As equações de conservação da quantidade de movimento, segundo os três diferentes eixos de coordenadas; são apresentadas em seguida.

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção x:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} - 2\Omega_z \bar{v} + 2\Omega_y \bar{w} = \\ - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{\mu}{\rho} \left( \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (4.36)$$

em que:

- $t$  = tempo (s);
- $\tau_{xx}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção x, por unidade de área, na face x do volume de controlo (N.m<sup>-2</sup>);
- $\tau_{xy}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção x, por unidade de área, na face y do volume de controlo (N.m<sup>-2</sup>);
- $\tau_{xz}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção x, por unidade de área, na face z do volume de controlo (N.m<sup>-2</sup>);
- $\mu$  = viscosidade dinâmica (N.s.m<sup>-2</sup>);
- $\rho$  = massa específica (kg.m<sup>-3</sup>);
- $\bar{p}$  = pressão média (N.m<sup>-2</sup>);
- $\Omega$  = componente da aceleração de Coriolis em que:
  - $\Omega_z = \Omega_E \sin \Phi$
  - $\Omega_y = \Omega_E \cos \Phi$
  - $\Phi$  = latitude (em graus);
  - $\Omega_E$  = taxa de rotação da terra (s<sup>-1</sup>).

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção y:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} + 2\Omega_z \bar{u} - 2\Omega_x \bar{w} = \\ -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{\mu}{\rho} \left( \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (4.37)$$

em que:

- $\tau_{yx}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção y, por unidade de área, na face x do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\tau_{yy}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção y, por unidade de área, na face y do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\tau_{yz}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção y, por unidade de área, na face z do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\Omega_x = 0 \text{ (s}^{-1}\text{)}$ .

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção z:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{w}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} - 2\Omega_y \bar{u} + 2\Omega_x \bar{v} = \\ -g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} + \frac{\mu}{\rho} \left( \frac{\partial^2 \bar{w}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{w}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{w}}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (4.38)$$

em que:

- $g$  = aceleração da gravidade ( $\text{m.s}^{-2}$ );
- $\tau_{zx}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção z, por unidade de área, na face x do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\tau_{zy}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção z, por unidade de área, na face y do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\tau_{zz}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção z, por unidade de área, na face z do volume de controlo ( $\text{N.m}^{-2}$ );
- $\Omega_x = 0 \text{ (s}^{-1}\text{)}$ .

Como se verificou nas equações (4.37) e (4.38) os termos  $\Omega_x$  são iguais a zero e podem ser eliminados das equações de conservação da quantidade de movimento segundo as direcções y e z. Se se proceder à integração segundo a direcção y (assumindo assim que a velocidade resultante em y é zero) e se se assumir que a escala de comprimento horizontal é muito maior que a escala de comprimento vertical, pode ser demonstrado, utilizando argumentos de escala, que as forças associadas à aceleração de Coriolis são negligenciáveis (CUSHMAN-ROISIN, 1994 *in* COLE e WELLS, 2002). Deste modo, antes de se proceder à homogeneização lateral das equações que descrevem o sistema os termos da aceleração de Coriolis serão desprezados.

Depois de ser redefinido o sistema de coordenadas, eliminando os efeitos associados à aceleração de Coriolis e desprezando as tensões correspondentes ao atrito viscoso, as equações (4.35) a (4.38), que descrevem o sistema, assumem a seguinte forma:

Equação da continuidade:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = 0 \quad (4.39) \Leftrightarrow (4.35)$$

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção x:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} = g \sin \alpha - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial z} \right) \quad (4.40)$$

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção y:

$$\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{v}}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial y} + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z} \right) \quad (4.41)$$

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção z:

$$\frac{\partial \bar{w}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{w}}{\partial z} = g \cos \alpha - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} \right) \quad (4.42)$$

Adicionalmente, a equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção z pode ser ainda simplificada. Com efeito, se a escala de comprimento horizontal for muito maior que a escala de comprimento vertical, as velocidades horizontais serão muito maiores que as velocidades verticais (COLE e WELLS, 2002). O resultado deste pressuposto é que, sendo as velocidades verticais muito pequenas, a equação de conservação de quantidade de movimento segundo a direcção z se transforma na equação hidrostática:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial z} = g \cos \alpha \quad (4.43)$$

em que  $\alpha$  corresponde ao declive do fundo do canal.

Contudo, o resultado deste pressuposto é que o modelo não tem capacidade de simular com precisão acelerações verticais significativas do fluido, devidas, por exemplo, ao arrefecimento convectivo durante a noite.

As equações que descrevem o sistema serão lateralmente homogeneizadas após a decomposição de todas as velocidades e da pressão numa média lateral e nos desvios a essa média lateral. Deste modo, as velocidades lateral, longitudinal e vertical, bem como a pressão são definidas da seguinte forma:

$$\bar{v} = \bar{v} + v'' \quad (4.44)$$

$$\bar{u} = \bar{u} + u'' \quad (4.45)$$

$$\bar{w} = \bar{w} + w'' \quad (4.46)$$

$$\bar{p} = \bar{p} + p'' \quad (4.47)$$

em que:

- $\bar{u} = \frac{1}{B} \int_{y_1}^{y_2} \bar{u} dy$  ;
- B = largura do volume de controlo (m);
- $Y_1$ =coordenada da margem esquerda;
- $Y_2$ =coordenada da margem direita.

Nas equações (4.44) a (4.47), as duplas barras representam a média espacial da quantidade média temporal e as duplas plicas representam os desvios à média lateral e são função de  $y$ , de acordo com o representado na Figura 4.5.

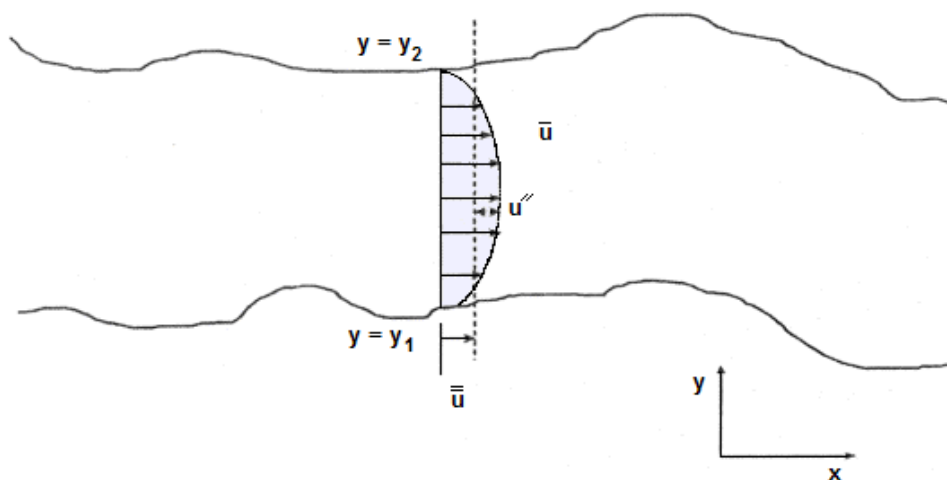


Figura 4.5 - Média lateral e desvio à média lateral dos componentes da velocidade longitudinal  
(Fonte: COLE e WELLS, 2002)

Estas definições são substituídas nas equações que descrevem o sistema, que são em seguida lateralmente homogeneizadas. A equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $y$  é desprezada, uma vez que as velocidades médias laterais se assumem como nulas, e a tensão de atrito transversal que contribui para a mistura vertical é calculada a partir da análise dos efeitos do vento. Assim, das equações que descrevem o sistema as que se mantêm são a da continuidade, a da conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $x$  e a da conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $z$ .

Durante o desenvolvimento do modelo CE-QUAL-W2 (COLE e BUCHAK, 1995), os termos obtidos através da média lateral eram representados por letras maiúsculas, ou seja  $\bar{u} = U$ ,  $\bar{w} = W$ , e  $\bar{p} = P$ . Os termos associados às tensões por atrito assumem-se lateralmente homogêneos e as duplas barras abandonadas por conveniência. Estabelecendo estas simplificações, obtém-se a seguinte forma para as equações que descrevem o sistema:

Equação da continuidade:

$$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB \quad (4.48)$$

em que  $q$  corresponde ao caudal lateral por unidade de volume de cada célula [ $T^{-1}$ ].

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $x$ :

$$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} = gB \sin \alpha - \frac{B}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B\tau_{xz}}{\partial z} \quad (4.49)$$

Equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $z$ :

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z} = g \cos \alpha \quad (4.50)$$

Permanecem então três equações e três incógnitas –  $U$ ,  $W$  e  $P$ .

A simplificação do termo correspondente à pressão pode ser efectuada partindo da equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $z$  que, após a integração desde uma determinada profundidade designada por  $z$  até à superfície livre designada por  $\eta$ , se reduz à seguinte expressão:

$$P = P_a + g \cos \alpha \int_{\eta}^z \rho dz \quad (4.51)$$

em que  $P_a$  corresponde à pressão atmosférica na superfície da água.

Esta equação para a pressão (4.51) é então substituída na equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção  $x$ . O termo correspondente ao gradiente de pressão, na referida equação de conservação da quantidade de movimento, pode então ser escrito da seguinte forma:

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P_a}{\partial x} + g \cos \alpha \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz \quad (4.52)$$

O primeiro termo do membro da direita da equação (4.52) corresponde à pressão atmosférica (acelerações devidas a modificações na pressão atmosférica ao longo da superfície da água); o segundo é correspondente à pressão barotrópica (acelerações devidas a variação da superfície livre); e o terceiro corresponde à pressão baroclínica (acelerações devidas a correntes de densidade na massa de água). No modelo CE-QUAL-W2, o termo correspondente à pressão atmosférica é desprezado, na medida em que se assume que essa pressão é nula, ou seja trabalha-se em termos de pressão relativa. Esta situação implica que o modelo não tem capacidade de tomar em consideração as acelerações devidas a modificações da pressão atmosférica. Essas acelerações poderão ter algum significado em massas de água de importante dimensão e durante a ocorrência de períodos de tempestade. Deste modo, o termo correspondente ao gradiente de pressão assume a seguinte forma:

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} = g \cos \alpha \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz \quad (4.53)$$

A equação de conservação da quantidade de movimento segundo a direcção x pode então ser escrita da seguinte forma:

$$\begin{aligned} \frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} &= gB \sin \alpha + g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz \\ &+ \frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xz}}{\partial z} \end{aligned} \quad (4.54)$$

Efectivamente, o termo correspondente à pressão foi removido do conjunto das incógnitas, através da combinação das equações de conservação da quantidade de movimento segundo as direcções x e z, mas, em contrapartida,  $\eta$  (correspondendo à cota da superfície livre) foi adicionada a esse conjunto.

A equação que permite calcular a cota da superfície livre resulta da própria equação da continuidade, que é integrada ao longo da profundidade, entre a superfície livre ( $\eta$ ) e o fundo ( $h$ ) da massa de água. Esta equação, designada por equação da superfície livre, é obtida através de um processo de cálculo descrito em COLE e WELLS, 2002, e assume a seguinte forma:

$$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h U B dz - \int_{\eta}^h q B dz \quad (4.55)$$

em que  $B_{\eta}$  corresponde à largura do volume de controlo à superfície.

Para se obter a solução das equações de conservação da quantidade de movimento é necessário conhecer a massa específica do fluido. A equação de estado permite relacionar a massa específica com a temperatura e a concentração de substâncias dissolvidas. Essa equação pode ser expressa da seguinte forma:

$$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS}) \quad (4.56)$$

em que  $f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS})$  é uma função densidade, dependente da temperatura, dos sólidos dissolvidos totais ("Total Dissolved Solids") ou da salinidade, e dos sólidos suspensos inorgânicos ("Inorganic Suspended Solids").

No Quadro 4.3, e numa dupla perspectiva de sistematização e de síntese, são apresentadas as equações que descrevem o sistema, após terem sido lateralmente homogeneizadas, para uma situação em que o declive do canal é nulo, correspondente à formulação original do modelo, e para uma outra situação em que se considera que o canal tem um declive arbitrário e se assume conservação da quantidade de movimento na intersecção dos diferentes ramos que constituem o sistema.



Quadro 4.3 – Equações que descrevem o sistema (Fonte: COLE e WELLS, 2002)

Equação	Assumindo que o canal tem declive nulo	Assumindo que o canal tem declive arbitrário e conservação da quantidade de movimento na intersecção dos ramos
Conservação da quantidade de movimento segundo a direcção x	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} =$ $gB \sin \alpha + g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xz}}{\partial z}$	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} = gB \sin \alpha$ $+ g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz +$ $\frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B \tau_{xz}}{\partial z} + qB U_x$
Conservação da quantidade de movimento segundo a direcção z	$0 = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$	$0 = g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$
Continuidade	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$
Estado	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS})$	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{ISS})$
Superfície livre	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$

em que:

- $U$  = velocidade horizontal ( $m.s^{-1}$ );
- $W$  = velocidade vertical ( $m.s^{-1}$ );
- $B$  = largura do canal (m);
- $P$  = pressão ( $N.m^{-2}$ );
- $q$  = caudal lateral por unidade de volume de cada célula ( $s^{-1}$ );
- $\rho$  = massa específica ( $kg.m^{-3}$ );
- $\eta$  = cota da superfície livre (m);
- $h$  = cota do fundo (m);
- $\tau_{xx}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção x, por unidade de área, na face x do volume de controlo ( $N.m^{-2}$ );
- $\tau_{xz}$  = tensão de atrito turbulento que actua segundo a direcção x, por unidade de área, na face z do volume de controlo ( $N.m^{-2}$ ).

A equação que regula o transporte de massa correspondente aos diferentes parâmetros descritores da qualidade da água é obtida através da metodologia descrita em COLE e

WELLS, 2002, por um processo em que são introduzidas as médias espaciais desses parâmetros ao longo da dimensão lateral do canal, à semelhança do anteriormente descrito para as velocidades de escoamento e para a pressão, ao nível das equações (4.44) a (4.47). Essa equação é a seguinte:

$$\frac{\partial B\Phi}{\partial t} + \frac{\partial UB\Phi}{\partial x} + \frac{\partial WB\Phi}{\partial z} - \frac{\partial \left( BD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial \left( BD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z} \right)}{\partial z} = q_\Phi B + S_\Phi B \quad (4.57)$$

em que:

- $\Phi$  = concentração do constituinte lateralmente homogeneizada ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $D_x$  = coeficiente de dispersão longitudinal para a temperatura e constituintes ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );
- $D_z$  = coeficiente de dispersão vertical para a temperatura e constituintes ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ );
- $q_\Phi$  = taxa de fluxo de massa do constituinte, lateralmente afluente ou efluente, por unidade de volume ( $\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ );
- $S_\Phi$  = taxa de fonte ou sumidouro lateralmente homogeneizada ( $\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ );

De acordo com o referido em COLE e WELLS, 2002, é importante referir que a equação (4.57) é válida quer para a concentração de um determinado constituinte, quer para a temperatura da água, uma vez que a concentração de calor pode ser determinada a partir de  $\rho.c_p.T$ , em que  $\rho$  corresponde à massa específica da água,  $c_p$  ao seu calor específico e  $T$  à sua temperatura.

Para resolver a equação (4.57) é necessário determinar ou conhecer os valores das velocidades lateralmente homogeneizadas a partir das equações de conservação da quantidade de movimento, dos coeficientes de dispersão longitudinal e vertical, das condições iniciais e de fronteira, bem como das taxas de fonte ou sumidouro lateralmente homogeneizadas.

#### 4.4.6 – Trocas de energia

O modelo CE-QUAL-W2 inclui no seu código um conjunto de funções auxiliares, que correspondem a relações que permitem descrever processos independentes dos esquemas computacionais de transporte ou da formulação hidrodinâmica de base. Essas funções

incluem os processos de dispersão turbulenta e de atrito provocado pelo vento, trocas de energia, evaporação, estruturas hidráulicas, cálculo da massa específica e tomada selectiva.

Embora não se pretenda hierarquizar o grau de importância das diferentes funções auxiliares incorporadas no modelo, entende-se que relativamente à sua utilização ao nível do presente estudo se destaca a correspondente às trocas de energia através da interface ar-água, pelo que se optou por proceder a uma breve descrição da respectiva formulação.

No modelo CE-QUAL-W2 as trocas de calor através da interface ar-água podem ser calculadas por intermédio de um balanço de energia que utiliza a equação (4.58), a seguir apresentada, que é em tudo idêntica à equação (2.1), referenciada na secção 2.3.2 do Capítulo 2.

$$H_n = H_s + H_a - (H_{sr} + H_{ar} + H_{br} + H_e + H_c) \quad (4.58)$$

em que:

- $H_n$  = energia útil transferida através da interface ar-água ( $W.m^{-2}$ );
- $H_s$  = radiação solar incidente sob a forma de ondas curtas ( $W.m^{-2}$ );
- $H_a$  = radiação solar incidente sob a forma de ondas longas ( $W.m^{-2}$ );
- $H_{sr}$  = radiação solar reflectida sob a forma de ondas curtas ( $W.m^{-2}$ );
- $H_{ar}$  = radiação solar reflectida sob a forma de ondas longas ( $W.m^{-2}$ );
- $H_{br}$  = radiação sob a forma de ondas longas emitida pela superfície da massa de água ( $W.m^{-2}$ );
- $H_e$  = perda de energia associada à evaporação ( $W.m^{-2}$ );
- $H_c$  = energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência (convecção) ( $W.m^{-2}$ ).

Cada um dos termos da equação (4.58) é calculado para todas as células superficiais e em cada intervalo de tempo de cálculo. A radiação solar de ondas curtas pode ser medida directamente ou calculada através de relações que incluem o ângulo do Sol e a nebulosidade. A radiação solar de ondas longas é calculada a partir da temperatura do ar e da nebulosidade ou da tensão do vapor de água utilizando a fórmula de Brunt (COLE e WELLS, 2002).

A radiação sob a forma de ondas longas emitida pela superfície da massa de água é calculada através da seguinte equação:

$$H_{br} = \varepsilon \sigma (T_s + 273.15)^4 \quad (4.59)$$

em que:

- $\varepsilon$  = emissividade da água (0.97);
- $\sigma^*$  = constante de Stephan-Boltzman ( $5.67 \times 10^{-8} \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-4}$ );
- $T_s$  = temperatura da água à superfície ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A perda de energia associada à evaporação é calculada a partir da seguinte expressão:

$$H_e = f(w)(e_s - e_a) \quad (4.60)$$

em que:

- $f(w)$  = função da velocidade do vento ( $\text{W.m}^{-2}.\text{mm Hg}^{-1}$ );
- $e_s$  = tensão do vapor de água de saturação (mm Hg);
- $e_a$  = tensão do vapor de água (mm Hg).

A energia transferida da massa de água para a atmosfera por efeitos de turbulência é calculada através da seguinte expressão:

$$H_c = C_c f(w)(T_s - T_a) \quad (4.61)$$

em que:

- $C_c$  = coeficiente de Bowen ( $0.47 \text{ mm Hg. } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ );
- $T_a$  = temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A atenuação da energia de ondas curtas ao longo da coluna de água é calculada através da lei de Lambert-Beer, de acordo com o enunciado da mesma, referenciado na secção 2.3.3 do Capítulo 2.

Para além dos problemas normalmente associados à medição dos dados meteorológicos, de entre os parâmetros considerados ao nível do cálculo do balanço de energia através da

interface ar-água, aquele relativamente ao qual existem mais incertezas é a função da velocidade do vento ( $f(w)$ ). Várias formulações para o cálculo deste parâmetro foram catalogadas e examinadas por Edinger (EDINGER e GEYER, 1965; EDINGER, BRADY e GEYER, 1974). Estas diferentes formulações resultaram da determinação empírica da função ( $f(w)$ ) para massas de água de diferente forma e dimensão, através de dados obtidos em diversos locais e normalizados ao longo de diferentes períodos de tempo.

O modelo CE-QUAL-W2 possibilita ao utilizador a liberdade de incluir diferentes formulações para o cálculo da evaporação, através da introdução de uma função da velocidade do vento do tipo:

$$f(w) = a + bw^c \quad (4.62)$$

em que:

- $f(w)$  = função da velocidade do vento ( $W.m^{-2}.mm\ Hg^{-1}$ );
- $a$  = coeficiente empírico (valor por defeito 9.2);
- $b$  = coeficiente empírico (valor por defeito 0.46);
- $c$  = coeficiente empírico (valor por defeito 2.0);
- $w$  = velocidade do vento medida a 2 m acima do solo ( $m.s^{-1}$ ).

Esta função é usada para o cálculo quer do volume de água evaporada, quer da perda de energia associada à evaporação. Os valores por defeito incorporados no modelo são os sugeridos por Edinger (EDINGER, BRADY e GEYER, 1974). O modelo considera a velocidade do vento medida a dois metros acima do solo, mas inclui uma formulação que permite converter os valores da velocidade do vento medidos a diferentes alturas (COLE e WELLS, 2002).

À semelhança do modelo WQRRS, também o CE-QUAL-W2 pode proceder ao cálculo das trocas de energia através da interface ar-água utilizando uma formulação baseada na temperatura de equilíbrio, de acordo com o anteriormente referido na secção 4.4.4.3.

A linearização do balanço de energia, em conjunto com a definição de temperatura de equilíbrio, permite expressar a energia útil transferida através da interface ar-água ( $H_n$ ) da seguinte forma:

$$H_n = -K_n(T_s - T_e) \quad (4.63)$$

em que:

- $H_n$  = energia útil transferida através da interface ar-água ( $\text{W.m}^{-2}$ );
- $K_n$  = coeficiente de troca de energia à superfície ( $\text{W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$ );
- $T_s$  = temperatura à superfície da água ( $\text{°C}$ );
- $T_e$  = temperatura de equilíbrio ( $\text{°C}$ ).

Todas as aproximações dos termos individuais considerados no processo de troca de energia através da interface ar-água, correspondentes aos termos do membro da direita da equação (4.58), entram na avaliação do coeficiente de troca de energia à superfície e da temperatura de equilíbrio.

A massa de água evaporada é calculada através da divisão da perda de energia associada à evaporação pelo calor latente de evaporação da água. O processo de cálculo das trocas de energia através da interface ar-água inclui sempre a perda de energia por evaporação, mas o utilizador pode optar por incluir, ou não, o volume de água evaporada no balanço hidrológico desenvolvido pelo modelo. Esta possibilidade resulta do facto de em muitas albufeiras os caudais afluentes serem obtidos a partir de balanços que entram em consideração com o volume de água armazenada, já contabilizando, implicitamente, o volume de água evaporada.

No que se refere às trocas de energia ao nível da interface água-sedimento, verifica-se que a estas correspondem normalmente valores bastante inferiores aos inerentes às trocas através da interface ar-água. Contudo, investigações recentes desenvolvidas em várias albufeiras (COLE e WELLS, 2002), demonstraram que esse processo deve ser incluído na formulação do modelo, para que este possa reproduzir correctamente a temperatura da água ao nível do hipolimnion. A equação incluída na formulação do modelo CE-QUAL-W2 que permite calcular as trocas de energia ao nível da interface água-sedimento, em seguida apresentada, é similar à equação (4.63):

$$H_{sw} = -K_{sw} (T_w - T_{se}) \quad (4.64)$$

em que:

- $H_{sw}$  = troca de energia entre os sedimentos e a água ( $\text{W.m}^{-2}$ );
- $K_{sw}$  = coeficiente de troca de energia entre os sedimentos e a água ( $\text{W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$ );
- $T_w$  = temperatura da água ( $\text{°C}$ );

- $T_{se}$  = temperatura dos sedimentos ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Em anteriores aplicações do modelo tem sido utilizado o valor de  $7 \cdot 10^{-8} \text{ W.m}^{-2}.\text{^{\circ}\text{C}}^{-1}$  para  $K_{sw}$ , o que corresponde, aproximadamente, a um valor inferior em duas ordens de grandeza ao coeficiente de troca de energia à superfície (COLE e WELLS, 2002). Considera-se que a média anual da temperatura do ar corresponde a uma boa estimativa do valor de  $T_{se}$  (COLE e WELLS, 2002).

#### 4.4.7 – Representação das relações de qualidade da água

Para se resolver a equação bidimensional de advecção-difusão (equação (4.57)), o termo correspondente às fontes e sumidouros,  $S_{\phi}$ , deve ser especificado. O modelo resolve essa equação para a temperatura e para os parâmetros descritores da qualidade da água especificados pelo utilizador. A formulação inerente a cada um desses parâmetros é apresentada em COLE e WELLS, 2002, entendendo-se que a descrição da mesma relativamente a todos eles introduziria um desequilíbrio significativo na estrutura do presente Capítulo.

Assim, optou-se por seleccionar o oxigénio dissolvido para ilustrar o tipo de formulação que o modelo utiliza para representar as relações de qualidade da água. A opção por esse parâmetro justifica-se, quer pela sua importância intrínseca em termos do diagnóstico do estado de qualidade da água de qualquer sistema de recursos hídricos, quer pelo facto desse parâmetro ser condicionado e condicionar um número substancial dos restantes descritores de qualidade da água que o modelo tem capacidade de simular.

Com efeito, o oxigénio dissolvido é um dos mais importantes descritores da qualidade da água de ecossistemas aquáticos, sendo essencial a todos os organismos aeróbios, bem como no controlo de um número significativo de reacções químicas através dos processos de oxidação. O modelo CE-QUAL-W2 tem a capacidade de simular processos aeróbios e anaeróbios, permitindo que as simulações sejam utilizadas para identificar, por exemplo, a magnitude da potencial depleção de oxigénio dissolvido em função de diferentes cenários ou alternativas de gestão do sistema em análise. Na Figura 4.6 são identificados os fluxos internos entre o oxigénio dissolvido e outros compartimentos do sistema.

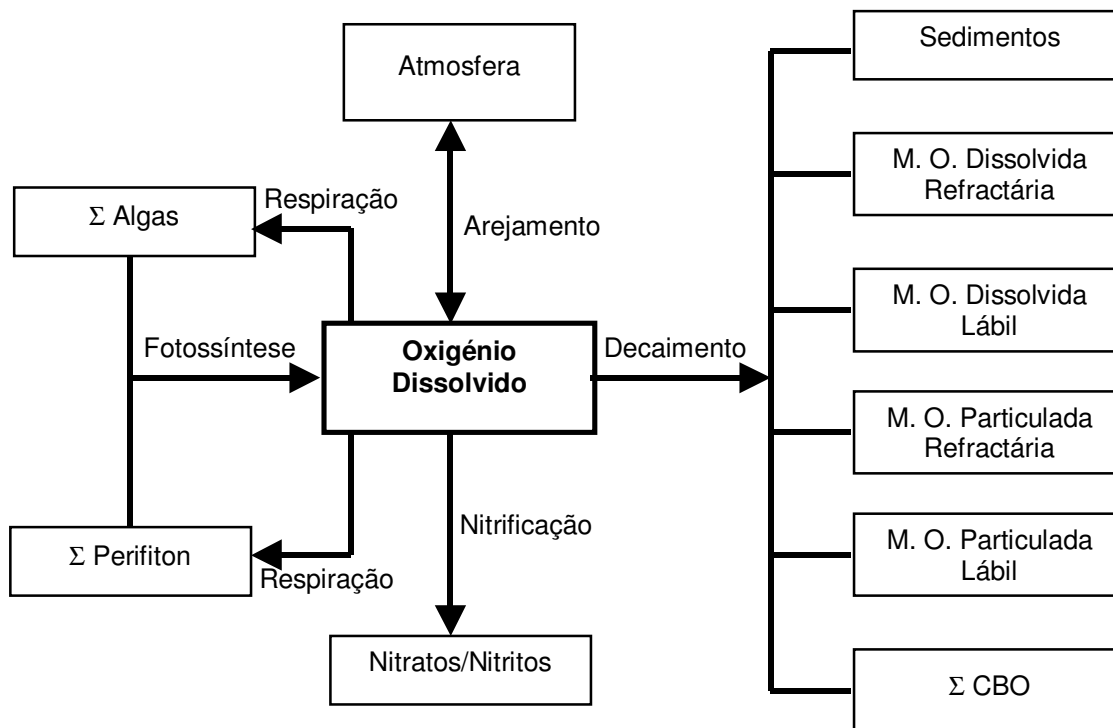


Figura 4.6 - Fluxos internos entre o oxigênio dissolvido e outros compartimentos (Fonte: COLE e WELLS, 2002)

A descrição analítica desses fluxos permite obter a equação (4.65), em que o termo  $S_{\phi}$ , correspondente neste caso às fontes e sumidouros de oxigênio dissolvido, é definido sob a forma de  $S_{DO}$ .

$$\begin{aligned}
 S_{DO} = & \sum (k_{ag} - k_{ar}) \delta_{OM} \Phi_a + \sum (k_{eg} - k_{er}) \delta_{OM} \Phi_e + A_{sur} k_L (\Phi'_{DO} - \Phi_{DO}) \\
 & - K_{RPOM} \delta_{OM} Y_{OM} \Phi_{RPOM} - K_{LPOM} \delta_{OM} Y_{OM} \Phi_{LPOM} - K_{LDOM} \delta_{OM} Y_{OM} \Phi_{LDOM} \\
 & - K_{RDOM} \delta_{OM} Y_{OM} \Phi_{RDOM} - K_{sed} \delta_{OM} Y_{OM} \Phi_{sed} - SOD Y_{OM} \frac{A_{sed}}{V} \\
 & - \sum k_{CBOD} R_{CBOD} \Theta^{T-20} \Phi_{CBOD} - K_{NH4} \delta_{NH4} Y_{NH4} \Phi_{NH4}
 \end{aligned} \tag{4.65}$$

em que:

- $\delta_{OM}$  = coeficiente estequiométrico para a matéria orgânica;
- $\delta_{NH4}$  = coeficiente estequiométrico para a nitrificação;
- $Y_{NH4}$  = factor multiplicativo da temperatura para a nitrificação;
- $Y_{OM}$  = factor multiplicativo da temperatura para o decaimento da matéria orgânica;
- $R_{BOD}$  = conversão no modelo de CBO (carência bioquímica de oxigênio) em CBO último;



- $\Theta$  = factor multiplicativo da temperatura para a CBO;
- $V$  = volume das células computacionais ( $\text{m}^3$ );
- $T$  = temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ );
- $A_{\text{sed}}$  = área superficial dos sedimentos ( $\text{m}^2$ );
- $A_{\text{sur}}$  = área da superfície livre ( $\text{m}^2$ );
- $K_{\text{ag}}$  = taxa de crescimento de algas ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{ar}}$  = taxa de respiração de algas ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{eg}}$  = taxa de crescimento de perifiton ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{er}}$  = taxa de respiração de perifiton ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{NH}_4}$  = taxa de decaimento do azoto amoniacal (nitrificação) ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{LDOM}}$  = taxa de decaimento da matéria orgânica dissolvida lábil ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{RDOM}}$  = taxa de decaimento da matéria orgânica dissolvida refractária ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{LPOM}}$  = taxa de decaimento da matéria orgânica particulada lábil ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{RPOM}}$  = taxa de decaimento da matéria orgânica particulada refractária ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{BOD}}$  = taxa de decaimento da CBO ( $\text{s}^{-1}$ );
- $K_{\text{sed}}$  = taxa de decaimento da matéria orgânica dos sedimentos ( $\text{s}^{-1}$ );
- $\text{SOD}$  = carência de oxigénio dos sedimentos ( $\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ );
- $K_L$  = taxa de troca de oxigénio na interface ar-água ( $\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ );
- $\Phi_{\text{NH}_4}$  = concentração de azoto amoniacal ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_a$  = concentração de algas ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_e$  = concentração de perifiton ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{LDOM}}$  = concentração da matéria orgânica dissolvida lábil ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{RDOM}}$  = concentração da matéria orgânica dissolvida refractária ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{LPOM}}$  = concentração da matéria orgânica particulada lábil ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{RPOM}}$  = concentração da matéria orgânica particulada refractária ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{BOD}}$  = concentração da CBO ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{sed}}$  = concentração da matéria orgânica nos sedimentos ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi_{\text{DO}}$  = concentração de oxigénio dissolvido ( $\text{g.m}^{-3}$ );
- $\Phi'_{\text{DO}}$  = concentração de saturação de oxigénio dissolvido ( $\text{g.m}^{-3}$ ).

No que se refere ao coeficiente de rearejamento, o modelo CE-QUAL-W2 permite ao utilizador seleccionar, de entre diferentes possibilidades, a formulação para o cálculo desse coeficiente que melhor se adapta ao caso em estudo, e em função do tipo de massa de água em análise – rio, lago/albufeira ou estuário.

A concentração de saturação de oxigénio dissolvido, para o caso de uma massa de água doce, é calculada a partir da formulação de Mortimer (MORTIMER, 1981 *in* COLE e WELLS, 2002):

$$\Phi'_{DO} = P_{alt} e^{(7.7117 - 1.31403 [\ln(T + 45.93)])} \quad (4.66)$$

em que:

- $P_{alt}$  = factor de correcção da altitude;
- $T$  = temperatura da água (°C).

Em função da importância do oxigénio dissolvido nos sistemas aquáticos, todos os constituintes susceptíveis de determinarem consumo deste parâmetro devem ser incluídos na formulação que descreve o seu comportamento. Frequentemente, esse consumo é medido em função da carência bioquímica de oxigénio, que inclui a respiração de microorganismos e o correspondente metabolismo de diversos compostos orgânicos e inorgânicos. Contudo, a simulação correcta desses processos pode exigir que os principais componentes da matéria orgânica sejam modelados individualmente, nomeadamente em função das fontes internas associadas, como, por exemplo, os compostos resultantes da mortalidade e excreção de algas e perifiton.

No modelo CE-QUAL-W2 os componentes considerados correspondem à matéria orgânica dissolvida e particulada, distinguindo-se dentro de cada um desses grupos duas subdivisões, inerentes às fracções lábil e refractária, em função das diferentes taxas de decaimento que lhes estão associadas. Com efeito, a fracção refractária é constituída por compostos presentes no meio aquático que se decompõem de forma bastante lenta, por oposição à fracção lábil, determinando baixos níveis de consumo de oxigénio dissolvido, mas que se fazem sentir durante períodos de tempo bastante alargados. Internamente, o modelo considera que a matéria orgânica refractária é produzida, também, a partir da decomposição da matéria orgânica lábil.

A actual versão do modelo CE-QUAL-W2 tem também a capacidade de simular qualquer número de grupos de carência bioquímica de oxigénio, podendo o utilizador adoptar diferentes taxas de decaimento para cada grupo, o que permite a caracterização de diversas fontes ou origens relativamente a este parâmetro. Normalmente, a carência bioquímica de oxigénio é correspondente a origens externas ao sistema, enquanto que a produção interna de matéria orgânica é, maioritariamente, contabilizada ao nível da matéria orgânica dissolvida e particulada.

Relativamente às algas, verifica-se que os modelos de simulação matemática da qualidade da água consideram, na maioria dos casos, a comunidade de algas representada como um único grupo ou repartida por três grupos diferentes: diatomáceas, algas verdes e algas verde-azuis. No entanto, a versão 3.1 do modelo CE-QUAL-W2 permite que o utilizador considere qualquer número de grupos de algas, desde que sejam especificados os parâmetros cinéticos que definem as características de cada um desses grupos, o que exige um conhecimento detalhado da constituição e comportamento da comunidade algal do sistema submetido a simulação.

Ao nível dos nutrientes, o modelo CE-QUAL-W2 simula, em conjunto, os valores da concentração de nitrato e de nitrito, com base no facto do nitrito corresponder a um composto intermédio, entre o azoto amoniacal e o nitrato, no processo de nitrificação. O nitrato é utilizado como fonte de azoto quer para as algas quer para o perifiton, sendo possível, contudo, considerar um grau de preferência do azoto amoniacal sobre o nitrato.

Em relação a estes parâmetros, é ainda importante referir que o processo de nitrificação só se verifica na presença de oxigénio dissolvido, e a desnitrificação só é possível se a concentração de oxigénio dissolvido for inferior a um determinado valor mínimo, definido pelo utilizador. Por outro lado, a libertação de azoto amoniacal a partir dos sedimentos só ocorre quando a concentração de oxigénio dissolvido é inferior a esse mesmo valor mínimo.

No que se refere ao fósforo, o modelo CE-QUAL-W2 assume que este nutriente está completamente disponível para ser utilizado pelo fitoplankton sob a forma de ortofosfato. Medições de fósforo reactivo solúvel indicam que na maioria dos casos este se apresenta, na sua quase totalidade, sob a forma de ortofosfato (COLE e WELLS, 2002).

O fósforo dissolvido inorgânico é susceptível de ser adsorvido a material particulado inorgânico sob condições aeróbias, podendo assim ser removido da coluna de água através da sedimentação desse material particulado. Este processo de adsorção só ocorre quando a

concentração de oxigénio dissolvido é inferior ao valor mínimo anteriormente referido. No entanto, este processo deve ser considerado com particular cuidado, uma vez que na maioria dos sistemas a adsorção de fósforo por esta via é normalmente reduzida. Assim, a formulação do modelo inerente ao fósforo terá de ser revista para melhor descrever este processo, de acordo, aliás, com o referido pelos responsáveis pelo desenvolvimento do modelo (COLE e WELLS, 2002).

Por outro lado, a libertação de fósforo a partir dos sedimentos para a coluna de água pode ser simulada pelo modelo, apesar deste não dispor de um compartimento específico para os sedimentos, não permitindo a modelação das reacções cinéticas que se processam a este nível. Embora estejam disponíveis três diferentes métodos para simular a libertação de fósforo, o mais comum corresponde à definição de uma taxa que é independente da concentração no próprio sedimento, sendo a simulação conduzida como se este compartimento funcionasse como uma “caixa negra”, utilizando uma taxa de ordem zero. Contudo, a libertação de fósforo só ocorre se a concentração de oxigénio dissolvido, na camada da coluna de água sobrejacente ao sedimento, for inferior a um valor mínimo definido pelo utilizador.

No que se refere à dependência dos valores das taxas de reacção em relação à temperatura, e à semelhança do referido relativamente ao modelo QUAL2E, os valores da temperatura da água calculados pelo modelo CE-QUAL-W2 são utilizados para corrigir essas taxas de reacção, com base numa formulação de Arrhenius. Assim, considera-se que os valores das taxas introduzidos no modelo correspondem a uma temperatura padrão de 20°C, sendo posteriormente corrigidos a partir da expressão em seguida apresentada, que é em tudo idêntica à equação (4.10):

$$K_T = K_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (4.67)$$

em que:

- $K_T$  = valor da taxa de reacção à temperatura T;
- $K_{20}$  = valor da taxa de reacção à temperatura padrão de 20°C;
- $\Theta$  = constante empírica para cada taxa de reacção.

Adicionalmente, o modelo CE-QUAL-W2 permite considerar também uma função multiplicadora das taxas de reacção, no sentido de representar a forma como os processos

biológicos exibem uma gama de temperatura óptima de funcionamento, diminuindo assimetricamente para temperaturas mais elevadas e mais baixas.

Deste modo, o utilizador fornece quatro valores de temperatura –  $T_1$  a  $T_4$  – e os correspondentes factores multiplicadores das taxas de reacção –  $K_1$  a  $K_4$  - inferiores à unidade. As temperaturas  $T_1$  e  $T_4$  representam os limites de mortalidade e as temperaturas  $T_2$  e  $T_3$  correspondem aos limites da gama óptima de funcionamento, de acordo com o representado na Figura 4.7.

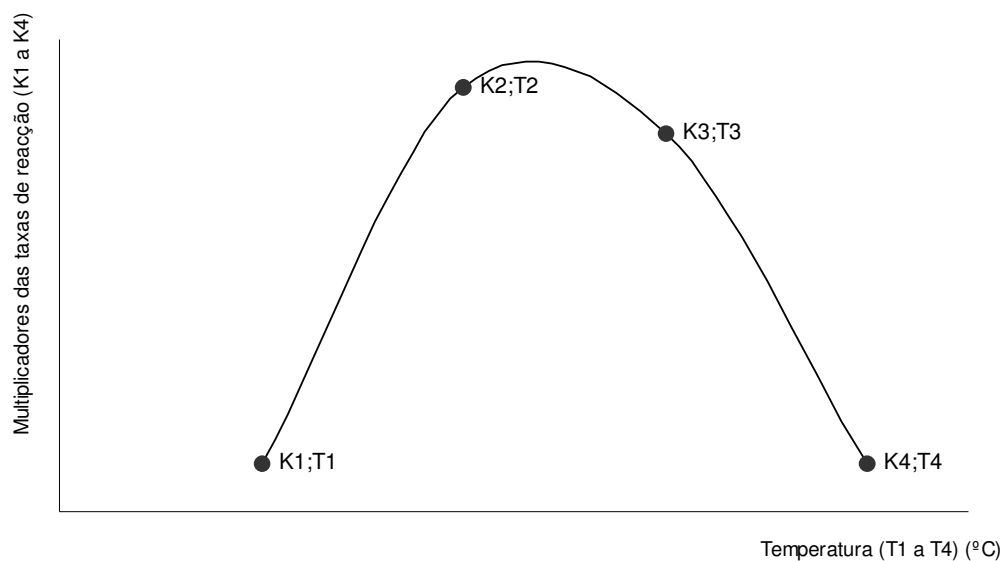


Figura 4.7 - Função multiplicadora das taxas de reacção (Fonte: COLE e WELLS, 2002)



## **CAPÍTULO 5 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MONDEGO E DO APROVEITAMENTO DA AGUIEIRA-RAIVA**

### **5.1 – INTRODUÇÃO**

No presente Capítulo são apresentadas as principais características da bacia hidrográfica do rio Mondego e é realizada uma breve descrição do aproveitamento da Aguieira-Raiva, que corresponde ao sistema seleccionado como caso de estudo.

A opção de inserir o Capítulo 5 no texto do presente trabalho é suportada pela necessidade de proceder ao enquadramento do caso de estudo seleccionado, quer ao nível da bacia hidrográfica em que se localiza, quer em termos do Aproveitamento Hidráulico do Rio Mondego, do qual faz parte.

O Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego (PBHM) (MAOT, 2001) constituiu a principal fonte de informação, de entre as diferentes referências bibliográficas consultadas, para a recolha da maioria dos elementos apresentados no presente Capítulo.

### **5.2 – CARACTERÍSTICAS GERAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA**

A bacia hidrográfica do rio Mondego localiza-se na região centro de Portugal continental, sendo limitada pelos paralelos 39°46' e 40°48' de latitude Norte e os pelos meridianos 7°14' e 8°52' de longitude Oeste. Apresenta uma forma aproximadamente rectangular e uma orientação dominante Nordeste-Sudoeste. Está inserida entre as bacias hidrográficas dos rios Douro, Vouga, Tejo e Lis, contactando com o oceano Atlântico a Oeste, de acordo com o representado na Figura 5.1.

À bacia hidrográfica do rio Mondego corresponde uma área total de 6 644 km<sup>2</sup>, o que a coloca em segundo lugar em superfície entre as bacias hidrográficas que se situam na sua totalidade em território nacional, logo atrás da bacia hidrográfica do rio Sado, que possui uma área total de 7 640 km<sup>2</sup>.

Continuando a considerar as bacias hidrográficas cuja área de drenagem se localiza inteiramente em território nacional, verifica-se que o rio Mondego é aquele que apresenta um maior comprimento, desenvolvendo-se ao longo de 234 km desde a nascente, localizada

na Serra da Estrela a 1 547 m de altitude, até ao oceano Atlântico, onde desagua junto da cidade da Figueira da Foz. O rio Mondego corre inicialmente para NNE, depois para NW, e a partir de Celorico da Beira toma o sentido SW até à foz.



Figura 5.1 - Localização da bacia hidrográfica do rio Mondego (Fonte: MAOT, 2001)

Os principais afluentes do rio Mondego são, na margem esquerda, os rios Pranto (260 km<sup>2</sup>), Arunca (765 km<sup>2</sup>), Ceira (737 km<sup>2</sup>) e Alva (711 km<sup>2</sup>) e, na margem direita, o rio Dão (1 377 km<sup>2</sup>).

A bacia hidrográfica do rio Mondego pode ser dividida em três grandes zonas (LENCASTRE e FRANCO, 2003), representadas esquematicamente na Figura 5.2:

- a bacia dominada pela secção da barragem da Raiva, com uma área de 3 750 km<sup>2</sup>, onde a capacidade de armazenamento das albufeiras da Aguieira, Raiva e Fronhas, com particular destaque para a primeira, permite uma grande regularização, quer dos caudais de cheia, quer dos caudais de estiagem;



- uma zona intermédia, localizada entre as secções da barragem da Raiva e o açude-ponte de Coimbra, a que corresponde uma área de drenagem de 1 207 km<sup>2</sup>, em que a possibilidade de regularização de caudais é diminuta, devido ao tipo de aproveitamento do referido açude, a fio-de-água;
- a zona a jusante da secção do açude de Coimbra que se estende até à foz do rio Mondego, com uma área de drenagem de 1 714 km<sup>2</sup>, designada por Baixo Mondego.

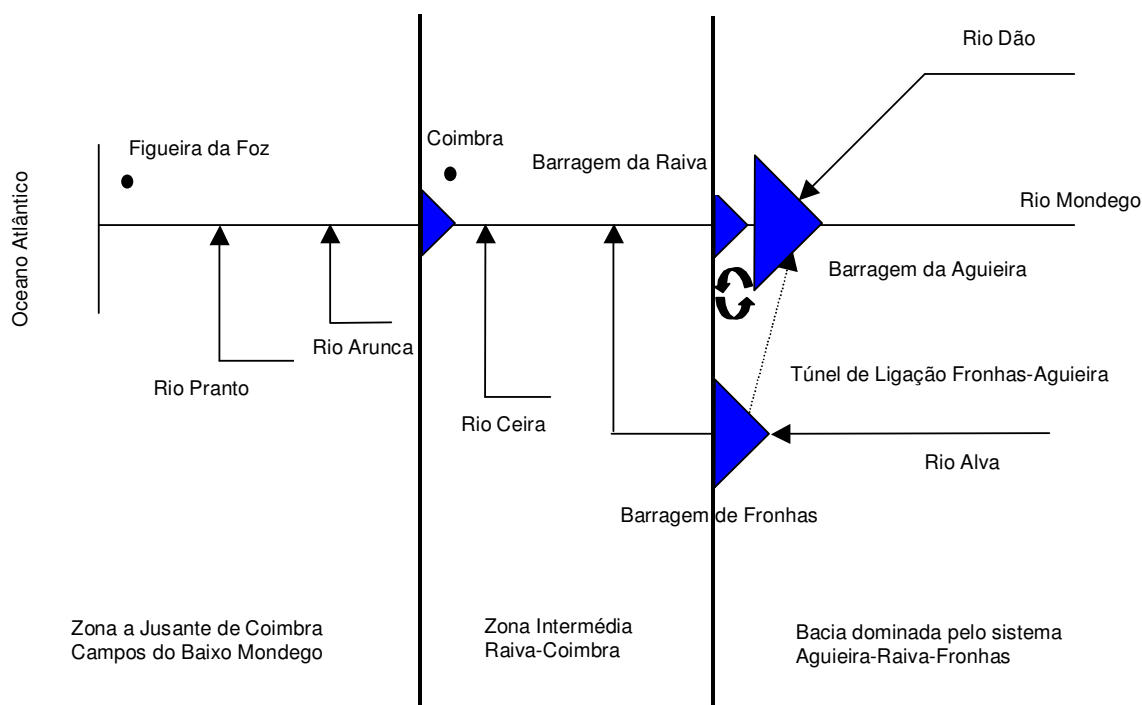


Figura 5.2 - Representação esquemática da bacia hidrográfica do rio Mondego (Fonte: LENCASTRE e FRANCO, 2003)

Do ponto de vista morfológico, a bacia hidrográfica do rio Mondego é enquadrada pela cordilheira central, no planalto da Beira Alta, que a separa da bacia hidrográfica do rio Tejo, e a Noroeste é limitada pelas serras do Caramulo (1 071 m) e do Buçaco (568 m), que a separam da bacia hidrográfica do rio Vouga. A serra de Lorvão, com cerca de 500 m de altitude máxima, constitui o último acidente orográfico que encaixa o rio Mondego antes de este entrar na zona de planície. É ainda de referir, junto à foz, na zona de Buarcos, a serra da Boa Viagem a qual, constituindo o cabo Mondego, é o único acidente orográfico importante em toda a costa Oeste portuguesa desde Espinho até Peniche (MAOT, 2001).

Em termos geológicos, verifica-se que cerca de 70% da área da bacia hidrográfica do rio Mondego pertence à Meseta ou Maciço Antigo, enquanto os restantes 30% se enquadram na Orla Ceno-Mesozóica Ocidental. O limite entre estas duas regiões corresponde a um segmento de recta, que se estende de forma sensivelmente paralela à linha de costa,

passando por Coimbra, ficando a parte pertencente à Meseta localizada a montante desta cidade (FARIA, GODINHO e MACHADO, 1978).

Na região da Meseta predominam os solos litólicos muito insaturados, com afloramentos rochosos, principalmente ao nível da bacia hidrográfica do rio Dão. Estes solos derivam de rochas eruptivas, sendo normalmente pouco compactos e apresentando textura arenosa ou franco-arenosa. Na Orla Ceno-Mesozóica predominam os solos litólicos pouco insaturados, os solos calcários, as aluviões e os podzóis, que correspondem a solos essencialmente derivados de rochas sedimentares e que possuem uma textura mais argilosa (FARIA, GODINHO e MACHADO, 1978).

No que se refere à hidrogeologia, podem identificar-se, no essencial, dois sistemas aquíferos na bacia hidrográfica do rio Mondego (SARAIVA e PEIXINHO, 1993):

- o sistema Multiaquífero Cretáceo do Mondego, que se estende para Oeste de Coimbra até à estrutura anticlinal de Buarcos-Verride, marginando os campos aluvionares do Baixo Mondego;
- o sistema Aquífero Aluvionar do Mondego, constituído fundamentalmente por areias mais ou menos grosseiras com lenticulas de calhaus, que se desenvolve ao longo do curso inferior do rio Mondego, desde a secção de Penacova até à foz.

Relativamente às características climáticas da bacia hidrográfica do rio Mondego, verifica-se que estas resultam, simultaneamente, das influências mediterrânea e atlântica. A influência mediterrânea faz-se sentir predominantemente durante o Verão, estando associada a temperatura e insolação elevadas, e a uma muita baixa precipitação. Por outro lado, a influência atlântica faz-se sentir essencialmente durante o Inverno, através das superfícies frontais que, deslocando-se do litoral para o interior, são responsáveis pela maior parte da precipitação que ocorre na bacia hidrográfica.

A temperatura média anual é da ordem dos 13°C, variando entre os 7°C, observados na estação meteorológica da Lagoa Comprida, e os 16°C registados em Coimbra. Nos meses mais quentes, Julho e Agosto, verificam-se temperaturas médias de 19°C, e no mês mais frio, Janeiro, a temperatura média observada é de 6°C (DGRAH, 1986).

Em relação à precipitação, verifica-se que os maiores valores médios anuais ocorrem nas regiões das serras do Caramulo, com 2 341 mm, e da Estrela, com cerca de 1 800 mm, observando-se os valores mais baixos de precipitação na região do Baixo Mondego, junto à foz, com valores da ordem dos 700 mm. A precipitação média total anual ponderada na

bacia hidrográfica do rio Mondego é de 1 233 mm. A distribuição sazonal da precipitação é muito marcada, concentrando-se no semestre húmido cerca de 75% da precipitação total anual (DGRAH, 1986).

A insolação média anual na bacia hidrográfica é da ordem das 2 430 h, com um mínimo de 1 688 h na estação meteorológica da Lagoa Comprida e um máximo de 2 674 h em Coimbra (FARIA, GODINHO e MACHADO, 1978). A evapotranspiração potencial anual varia entre 650 mm e 750 mm (DGRAH, 1986), tendo um valor médio, calculado pelo método de Thornthwaite para toda a bacia hidrográfica, de 733 mm (FARIA, GODINHO e MACHADO, 1978).

No que se refere ao escoamento superficial verifica-se, tal como em relação à precipitação, uma distribuição irregular ao longo do ano, com cerca de 70% do seu valor, em média, concentrado no semestre húmido. Igualmente em termos médios, o mês com maior escoamento situa-se entre Dezembro e Março, enquanto que o mês com menor escoamento se situa entre Junho e Setembro (DGRAH, 1986).

De acordo com os elementos apresentados no PBHM (MAOT, 2001), o escoamento médio total anual na bacia hidrográfica do rio Mondego é de 403 mm, a que corresponde uma afluência total anual na secção de referência da bacia hidrográfica de 2 678 hm<sup>3</sup>, sendo esse valor de 15 hm<sup>3</sup>, no mês mais seco, e de 530 hm<sup>3</sup>, no mês mais húmido, em termos médios. A estes três valores de afluências correspondem, respectivamente, os seguintes valores de caudal médio: 84,9 m<sup>3</sup>/s, 5,8 m<sup>3</sup>/s e 204,5 m<sup>3</sup>/s. É importante referir que estes valores correspondem às disponibilidades brutas teóricas de escoamento superficial, pois o seu cálculo foi baseado exclusivamente em valores de caudais naturais.

### **5.3 – USOS DA ÁGUA, PRINCIPAIS ORIGENS DE POLUIÇÃO E QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA**

As necessidades de água globais na bacia hidrográfica do rio Mondego são estimadas em sensivelmente 445 hm<sup>3</sup>/ano (MAOT, 2001). Cerca de 77% (344 hm<sup>3</sup>/ano) das necessidades totais correspondem à rega, enquanto que os remanescentes 23% se repartem, de forma quase equitativa, entre o abastecimento público (50 hm<sup>3</sup>/ano) e o consumo industrial (51 hm<sup>3</sup>/ano). Ao nível do abastecimento de água para rega verifica-se que as perdas são muito elevadas, variando entre 30% e 50%.

Na bacia hidrográfica do rio Mondego não existem situações graves de insuficiências quantitativas de recursos hídricos, que possam conduzir a consequências negativas no desenvolvimento sócio-económico da região como um todo. As situações de escassez de recursos hídricos que se verificam devem-se, essencialmente, à falta de capacidade de regularização em determinadas sub-bacias. Com efeito, apesar dos recursos hídricos serem abundantes em ano médio, as afluências na rede hidrográfica durante os períodos de estiagem não são, por si só, suficientes para fazer face às necessidades de água. Esta situação assume maior acuidade em função dos consumos de água para rega se concentrarem nos meses de Maio a Setembro, e das necessidades de água para abastecimento público sofrerem um aumento significativo também durante esses meses.

Na região da bacia hidrográfica do rio Mondego os níveis de atendimento relativamente ao abastecimento de água são, de um modo geral, elevados, uma vez que em termos globais se atinge um valor de 92%, variando, consoante os casos, entre 80% e 100%. Por outro lado, em termos de saneamento básico, verifica-se que apenas 63% da população residente na região da bacia hidrográfica do rio Mondego é servida por sistemas de drenagem de águas residuais, variando o nível de atendimento entre valores superiores a 80% e inferiores a 30%. No que se refere aos sistemas de tratamento de águas residuais, verifica-se que somente 40% da população é servida por sistemas deste tipo, variando, neste caso, o nível de atendimento entre valores superiores a 80% e inferiores a 20% (MAOT, 2001).

Na bacia hidrográfica do rio Mondego não é evidente o fenómeno de “litorização”, em termos de fixação da população, que é comum na generalidade do país. Com efeito, os eixos de desenvolvimento desta bacia hidrográfica correspondem aos seus principais cursos de água – o Mondego, o Dão, o Alva e o Arunca – ao longo dos quais se localizam os principais focos de actividade humana, de acordo com o representado na Figura 5.3 (MAOT, 2001). As cidades de Coimbra, Viseu e Figueira da Foz constituem os principais núcleos urbanos, aí se concentrando cerca de 180 000 habitantes, valor que corresponde a sensivelmente 26% da população residente na bacia hidrográfica.

A distribuição espacial das fontes de poluição de origem doméstica acompanha a demografia da bacia hidrográfica do rio Mondego; verificando-se, também, que as principais unidades industriais se concentram em redor dos mais importantes aglomerados populacionais. As duas maiores fontes de poluição de origem industrial na bacia hidrográfica correspondem às unidades de fabrico de pasta de papel, Celbi e Soporcel, que se localizam junto à Figueira da Foz. A carga poluente descarregada a partir destas duas unidades fabris é superior à soma da carga gerada pela totalidade das restantes unidades industriais

localizadas na bacia hidrográfica. No entanto, uma vez que a referida descarga se efectua directamente para o oceano Atlântico, através de um exutor submarino, os efeitos dessa rejeição não se fazem sentir na bacia hidrográfica do rio Mondego.

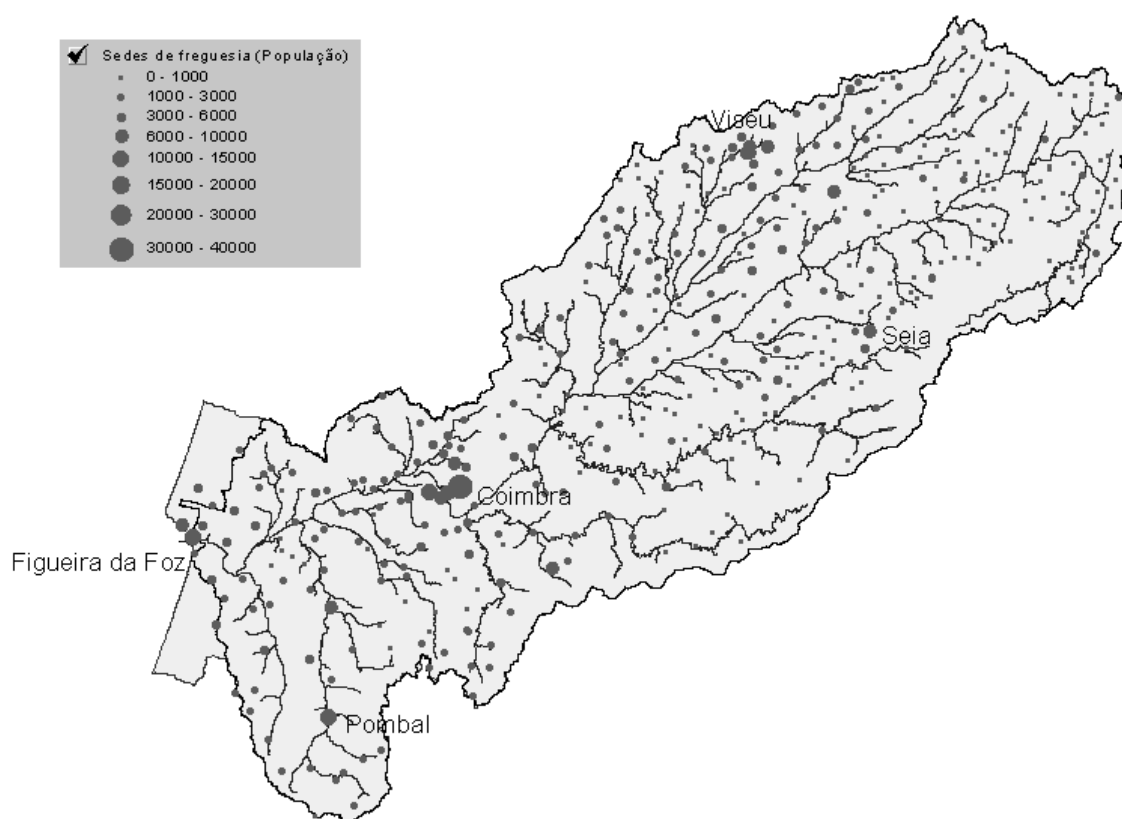


Figura 5.3 - Distribuição da população por sede de freguesia (Censo de 1990) (Fonte: MAOT, 2001)

Considerando as fontes tóxicas de poluição na sua totalidade, e excluindo a carga poluente gerada pelas unidades de fabrico de pasta de papel, verifica-se que cerca de 65% da carga poluente gerada (em termos de carência bioquímica de oxigénio) tem origem doméstica e apenas cerca de 30% tem origem industrial. A pecuária é responsável por apenas cerca de 5% da carga poluente gerada (MAOT, 2001). Deste modo, é evidente a importância das cargas poluentes de origem doméstica, relativamente ao total de poluição de origem tóxica produzida ao nível da bacia hidrográfica do rio Mondego, bem como o seu potencial significado em termos de qualidade da água.

Em relação à poluição de origem difusa, os trabalhos de modelação matemática deste processo, desenvolvidos no âmbito do PBHM (MAOT, 2001), permitiram verificar que as zonas com maior potencial de produção deste tipo de poluição (em termos de azoto total e de fósforo total) localizam-se no baixo Mondego, no vale do Dão e ainda nas encostas das serras da Estrela e da Lousã. O modelo matemático utilizado para obter estas conclusões

estima o risco de poluição difusa em função do uso do solo, do tipo de solo, da precipitação e do declive do terreno. O elevado risco de poluição difusa atribuído ao baixo Mondego e ao vale do Dão deve-se sobretudo ao intenso uso agrícola desses solos, enquanto que as encostas das serras da Estrela e da Lousã devem a sua classificação aos valores elevados de precipitação e à orografia acidentada do terreno.

A qualidade da água dos rios e albufeiras da bacia hidrográfica do rio Mondego tem vindo a ser monitorizada desde o final da década de 1980, nomeadamente através da rede de estações de qualidade da água geridas pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDR Centro), embora outras instituições realizem também amostragens regulares, com destaque para a Electricidade de Portugal (EDP), ao nível das albufeiras cuja gestão está sob a sua responsabilidade (Aguieira, Raiva, Fronhas e Lagoa Comprida).

Os valores observados nos últimos anos conduzem à classificação de C (poluído) na maioria das estações de monitorização da qualidade da água, de acordo com o Critério de Classificação da Qualidade da Água para Usos Múltiplos, desenvolvido e proposto pelo Instituto da Água (INAG) (MAOT, 2001).

Apenas as estações da Aguieira, Raiva, Ponte de Mocate (localizada no rio Arunca a 14 km a montante da confluência com o rio Mondego) e Ponte de Formoselha (que corresponde à estação que se encontra mais a jusante no curso do rio Mondego, localizando-se junto à confluência com o rio Arunca), apresentam a classificação D (muito poluído). No entanto, esta classificação é devida a valores pontuais da concentração de alguns parâmetros, com destaque para a carência bioquímica de oxigénio, a carência química de oxigénio e os coliformes fecais, o que constitui um potencial indicador de poluição de origem doméstica (MAOT, 2001).

A análise dos registos das várias estações de monitorização da qualidade da água não revela assimetrias espaciais muito acentuadas, apesar de se verificar um ligeiro decréscimo da qualidade da água de montante para jusante, nomeadamente ao nível dos parâmetros indicadores de contaminação fecal.

Um aspecto positivo corresponde ao facto da qualidade da água na bacia hidrográfica ter vindo, globalmente, a melhorar nos últimos anos. Com efeito, no início da década de 1990, a qualidade da água observada em todas as estações de monitorização da bacia hidrográfica do rio Mondego conduzia à classificação D, ou mesmo E (extremamente poluído). Dada a

origem predominantemente doméstica da poluição da água na bacia, será possível, com a entrada em funcionamento de novos sistemas de tratamento de águas residuais e com a melhoria das condições de operação de alguns dos já existentes, manter esta tendência de melhoria da qualidade da água e atingir, em quase todas as estações de monitorização, a classificação B (pouco poluído) e nalguns casos a classificação A (não poluído) (MAOT, 2001).

O mais importante e grave problema de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Mondego corresponde à eutrofização, que ocorre um pouco por toda a bacia, sendo registado em quase todas as estações da rede de monitorização, embora de forma mais acentuada nas estações da Aguieira, Ponte de Formoselha, Ferreirós (localizada no rio Dão a montante da albufeira da Aguieira) e Nelas (localizada no rio Mondego, igualmente a montante da albufeira da Aguieira) (MAOT, 2001). A título de exemplo, pode referir-se que nestas estações se registam com alguma frequência valores de concentração da clorofila-a superiores a 10 mg/m<sup>3</sup>, e que na albufeira da Aguieira são relativamente frequentes, junto à superfície e no final da Primavera, valores da percentagem de saturação do oxigénio dissolvido entre os 120% e os 140%.

O pico da concentração de clorofila-a ocorre normalmente entre os meses de Maio e Julho, havendo algumas estações que apresentam um outro pico no mês de Outubro. Esta variação sazonal é típica de massas de água sujeitas ao processo de eutrofização, e é explicável pela reunião de um conjunto de factores que potenciam as florescências de algas durante o final da Primavera, com destaque para a elevada radiação solar e a disponibilidade de nutrientes. O desenvolvimento do fitoplankton associado ao aparecimento das florescências de algas conduz ao consumo dos nutrientes disponíveis e, conseqüentemente, à posterior redução da concentração da clorofila-a durante o Verão. A morte do fitoplankton e a correspondente mineralização da matéria orgânica produz novos nutrientes, permitindo que se reünam de novo as condições para a ocorrência de uma segunda florescência de algas no final do Verão ou no início do Outono.

No âmbito dos trabalhos desenvolvidos para elaboração do PBHM (MAOT, 2001), foram estudadas as comunidades de fitoplankton e de zooplankton das principais albufeiras da bacia hidrográfica do rio Mondego. Esses estudos foram desenvolvidos em função do facto dessas comunidades, que constituem a base de grande parte das cadeias tróficas aquáticas, serem mais rapidamente afectadas por perturbações dos ecossistemas do que outras comunidades de organismos de maiores dimensões – macroinvertebrados e peixes – bem como pelo conhecimento de que o enriquecimento da água em nutrientes e o

consequente processo de eutrofização conduz, normalmente, à dominância de cianobactérias no fitoplancton e de rotíferos no zooplancton.

Assim, a análise da evolução dessas comunidades pode ser um indicador do grau de perturbação do equilíbrio em sistemas aquáticos. De acordo com as conclusões dos estudos atrás referidos, que se basearam nos resultados de duas campanhas de amostragem especificamente desenvolvidas para esse fim, bem como na avaliação de outros resultados anteriormente obtidos, verifica-se que de uma forma geral há um aumento da eutrofização das albufeiras de montante para jusante até à albufeira da Aguieira, diminuindo depois para jusante (MAOT, 2001). Embora nos referidos estudos se reconheça que os dados disponíveis não são suficientes para que se obtenha uma conclusão definitiva, as principais albufeiras da bacia hidrográfica do rio Mondego foram seriadas, em termos crescentes do grau de eutrofização, do seguinte modo – Lagoa Comprida, açude de Coimbra, Caldeirão, Fronhas, Raiva, Fagilde e Aguieira (MAOT, 2001).

No PBHM (MAOT, 2001) é igualmente referido que a análise dos dados disponíveis revela que o nutriente que se extingue em primeiro lugar durante o processo de crescimento das algas é o fósforo, funcionando como nutriente limitante no processo de eutrofização. Esta situação determina que para combater a eutrofização é necessário empreender medidas que permitam reduzir a contaminação por compostos fosfatados, cuja origem é predominantemente difusa.

No que se refere à adequação da qualidade da água para a vida aquática, distinguem-se ao longo do desenvolvimento do rio Mondego duas zonas principais. A zona de cabeceira dos principais cursos de água, nomeadamente no troço superior da bacia, que apresenta bons níveis de qualidade da água, proporcionando a manutenção das comunidades biológicas aquáticas com características próximas de uma situação prístina; e a zona do baixo Mondego, em que os níveis de degradação da qualidade da água impendem a manutenção dessas características.

Na bacia hidrográfica do rio Mondego foram identificadas um total de 24 espécies de ictiofauna, 42% das quais são ciprinícolas (MAOT, 2001). De uma forma geral, as comunidades ictiofaunísticas mais pobres estão associadas a problemas de poluição, com origem em descargas de efluentes não tratados. A composição dessas comunidades revela que nas zonas de maior altitude se verifica uma dominância de espécies salmonícolas, com destaque para o escalo-do-Norte e para a presença significativa de truta, enquanto nas zonas de cota mais baixa as espécies ciprinícolas apresentam uma maior



representatividade, evidenciada pela abundância de barbos, bogas e pardelhas (MAOT, 2001).

A separação do troço inferior do rio Mondego é actualmente uma divisão artificial, introduzida pela construção de barragens, que funcionam como barreira à passagem de espécies migradoras, sendo marcante o papel do açude de Coimbra, a jusante do qual se encontram, exclusivamente, as espécies que sofrem uma potencial influência salina (MAOT, 2001).

Em síntese, e na sequência da descrição, necessariamente breve, dos principais problemas de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Mondego, pode concluir-se que, apesar da classificação C obtida para a maioria das estações de monitorização da qualidade da água, de acordo com o critério de classificação do INAG, essa qualidade é globalmente razoável, e tem vindo a melhorar nos últimos anos. As principais fontes de poluição tónica são de origem doméstica, o que significa que com melhorias nas condições de saneamento básico será possível passar à classificação B, ou mesmo A, a curto ou médio prazo. Por outro lado, o problema da poluição difusa é preocupante, nomeadamente em função do processo de eutrofização que determina, exigindo um diagnóstico mais detalhado, para que seja possível definir as medidas necessárias ao seu combate.

Adicionalmente, importa ainda referir que, de acordo com os objectivos dos programas de medidas e acções propostos no PBHM (MAOT, 2001), se espera que venham a ser implementadas novas redes de monitorização, no sentido de se melhorar o conhecimento relativamente aos recursos hídricos da bacia hidrográfica, bem como desenvolvidos os estudos conducentes a uma melhor compreensão dos processos de transporte e degradação de cargas poluentes, nomeadamente através da disponibilização de modelos matemáticos de simulação, devidamente calibrados e verificados, que permitam, também, a definição da capacidade de carga do meio receptor.

A este propósito, importa referir que do total de cerca de 975 milhões de euros referentes ao custo global estimado para a implementação do PBHM, cerca de 415 milhões de euros (aproximadamente 43%) correspondem às acções associadas à recuperação e prevenção da degradação da qualidade da água. Assim, considera-se que o presente estudo se enquadra nos objectivos do PBHM, contribuindo para a concretização dos mesmos.

## 5.4 – ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA ALBUFEIRA DA AGUIEIRA

Face aos objectivos do estudo desenvolvido, entendeu-se que seria útil proceder a uma análise da evolução da qualidade da água na albufeira da Aguieira, durante os anos mais recentes, para complementar e detalhar os elementos apresentados na secção anterior. Os dados de qualidade utilizados na análise realizada foram obtidos através de duas fontes distintas: o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), do INAG, e a Labelec do Grupo EDP.

Apesar do ponto de amostragem da EDP situado mais próximo da barragem se localizar a aproximadamente 250 m a montante da estação de monitorização do SNIRH (11H/05), considerou-se que a informação recolhida em ambos os locais de amostragem, devido à sua proximidade, permitiria caracterizar a qualidade da água da secção da albufeira mais próxima da barragem.

O período temporal analisado, 17 anos, de 1989 a 2005, permitiu avaliar a tendência evolutiva da qualidade da água da albufeira, e comparar os valores registados face aos critérios de qualidade correspondentes à água bruta destinada à produção de água para consumo humano e à água destinada ao uso balnear, consignados no Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, que define a qualidade das águas doces superficiais para diferentes usos.

Adicionalmente, procedeu-se à avaliação do estado trófico da albufeira, desenvolvida através da comparação dos valores médios da concentração de oxigénio dissolvido (OD), clorofila-*a* e fósforo total (P<sub>total</sub>) com os referenciados na classificação do estado trófico das massas de água doce superficiais estabelecida pelo INAG (Quadro 5.1).

Quadro 5.1 - Grelha de classificação do estado trófico em albufeiras (Fonte: INAG)

Parâmetro	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO
<b>Fósforo Total</b> (mg P/m <sup>3</sup> )	< 10	10 - 35	> 35
<b>Clorofila-<i>a</i></b> (mg/m <sup>3</sup> )	< 2.5	2.5 - 10	> 10
<b>OD</b> % de sat.	-	-	< 40

Nas figuras 5.4 a 5.16 podem-se observar os valores da concentração, à superfície, dos parâmetros descritores de qualidade da água considerados na análise realizada, assim como uma linha de tendência média (traçada a preto), cuja definição contribuiu para avaliar a evolução da qualidade da água no período de tempo considerado.

A análise da Figura 5.4 permite verificar que os valores da concentração de oxigénio dissolvido (OD) apresentam uma ligeira tendência de diminuição a partir do final do ano de 1998, quando comparados com o período antecedente. Contudo, não será fácil extrair conclusões dessa evolução, na medida em que no período entre 1993 e 1998 se obtiveram diversos valores bastante acima da concentração de saturação (ver Figura 5.5), nomeadamente se se considerarem os registos disponibilizados através do SNIRH. Na Figura 5.5 pode observar-se que, na sua maioria, os valores de concentração de OD, expressos em termos de percentagem de saturação, são superiores ao VMR para a classe A1, bem como ao valor que limita a classificação do estado eutrófico para este parâmetro.

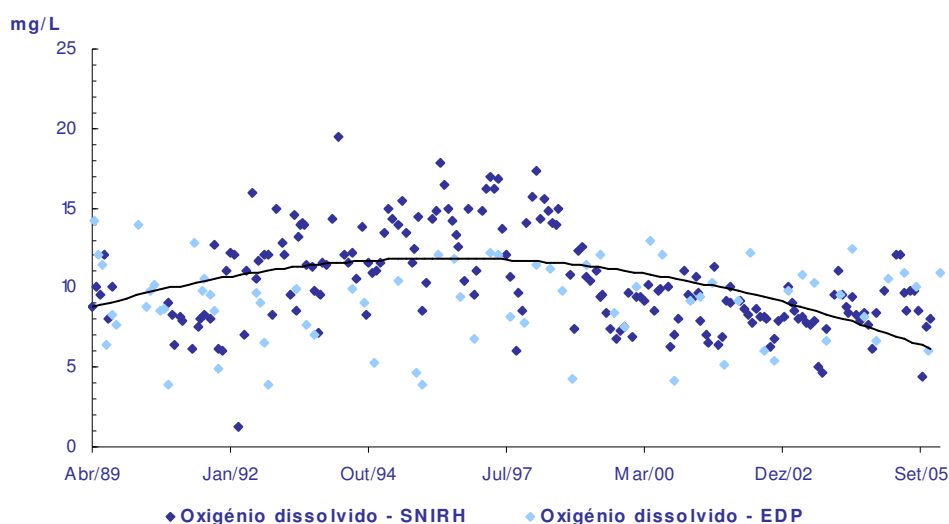


Figura 5.4 - Evolução da concentração de OD na albufeira da Aguieira à superfície

Os valores da concentração da carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias ( $CBO_5$ ) são, na sua maioria, inferiores ao VMR da classe A2, de acordo com os resultados apresentados na Figura 5.6. Verificou-se que os valores da concentração deste parâmetro, em termos médios e ao longo do período em análise, não apresentaram variações significativas, de acordo com o que se pode observar na Figura 5.6 e tendo em consideração o andamento da correspondente linha de tendência. Contudo, pode também verificar-se que ao longo do período de tempo analisado existem valores de concentração da  $CBO_5$  relativamente elevados, que são indicadores de potenciais situações pontuais de poluição.

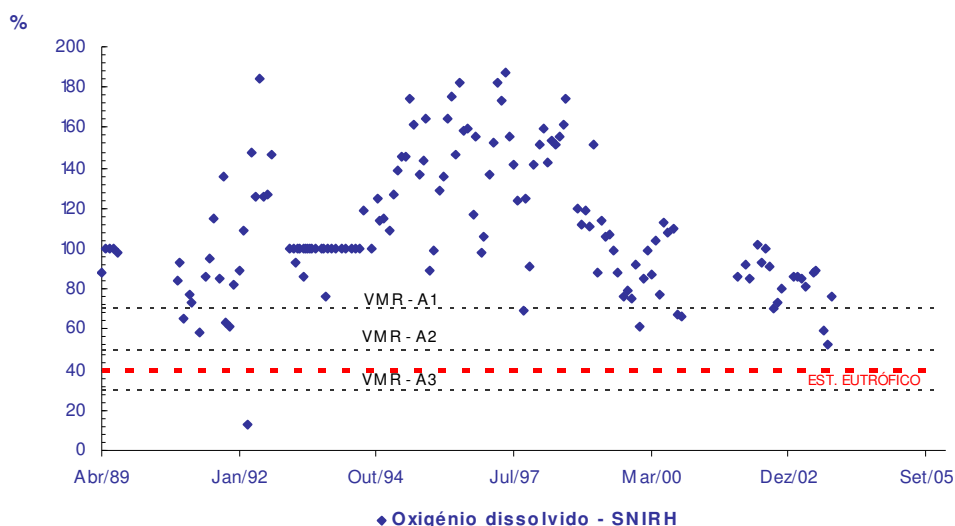


Figura 5.5 - Evolução da concentração de OD expressa em percentagem de saturação na albufeira da Aguieira à superfície

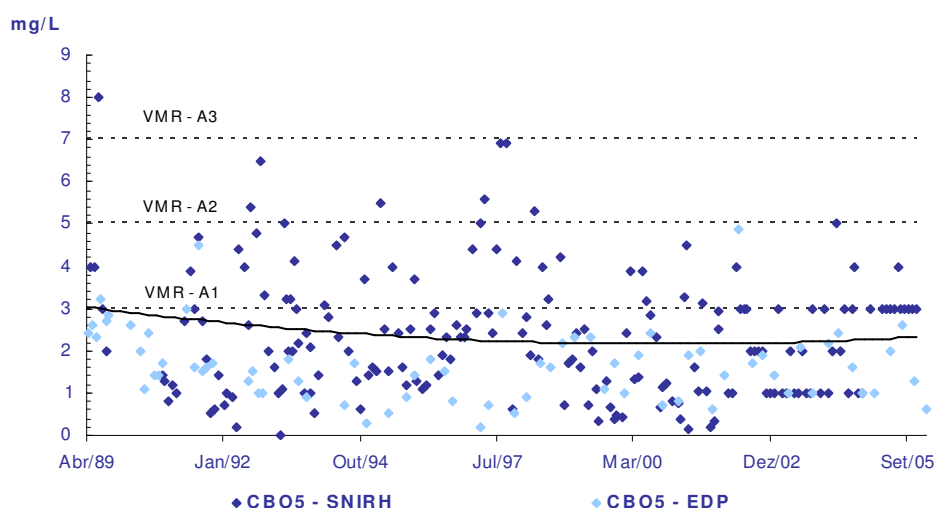


Figura 5.6 - Evolução da concentração da CBO<sub>5</sub> na albufeira da Aguieira à superfície

Na Figura 5.7, pode observar-se que a linha de tendência dos valores da concentração de clorofila-a indica que a albufeira se encontra no limite entre o estado mesotrófico e o estado eutrófico, tendo-se registado elevados valores para a concentração deste parâmetro, com um máximo de 48 µg/L em Maio de 2004. Verifica-se, também, que os valores de concentração mais elevados deste parâmetro foram registados a partir do ano 2000, o que poderá indicar uma tendência crescente no sentido da eutrofização desta massa de água, de acordo com os limites estabelecidos para a clorofila-a (Quadro 5.1).

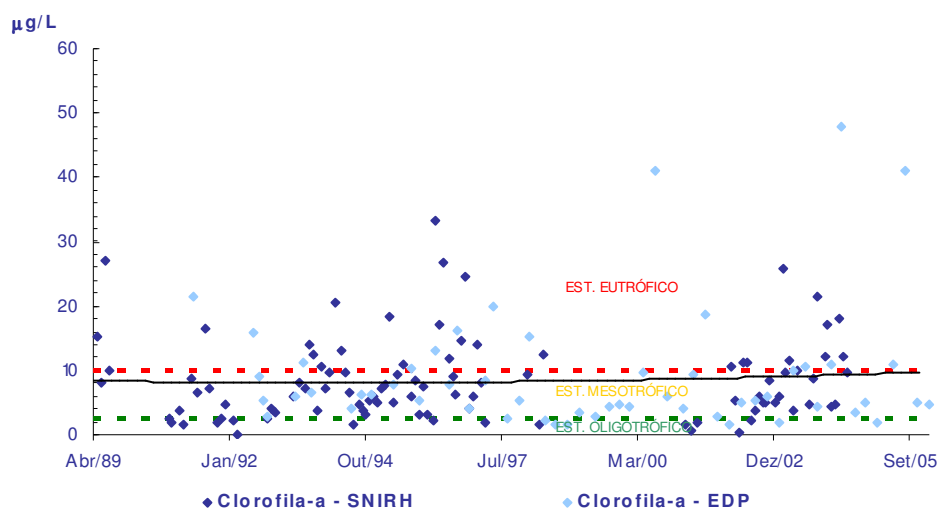


Figura 5.7 - Evolução da concentração de clorofila-a na albufeira da Aguieira à superfície

Relativamente aos valores da concentração de fósforo total ( $P_{total}$ ) (Figura 5.8), verifica-se que, em média, estes estão acima do valor limite para o estado eutrófico (Quadro 5.1). De facto, e de acordo com o relatório que classifica as zonas sensíveis em Portugal continental (RODRIGUES *et al.*, 2003) a albufeira da Aguieira foi considerada eutrófica, tendo esta classificação sido atribuída em função da média dos valores da concentração de  $P_{total}$ .

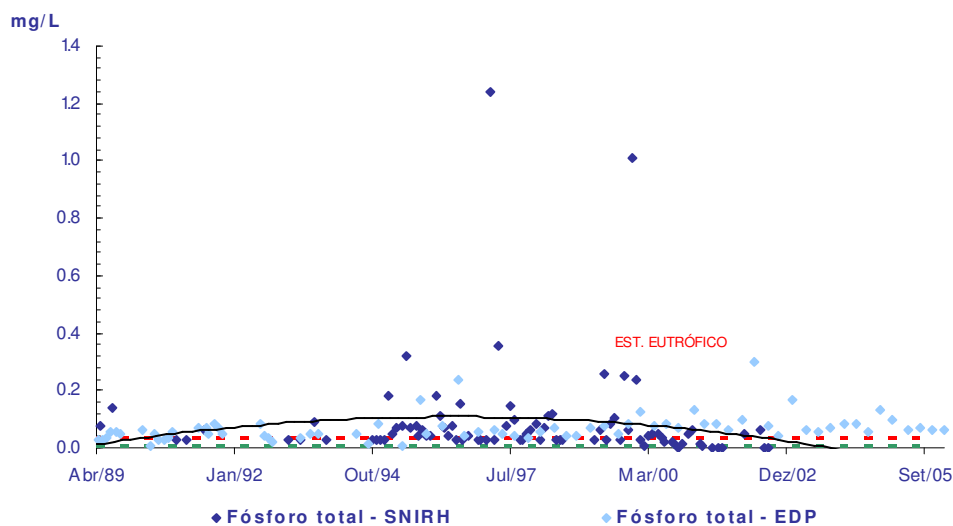


Figura 5.8 - Evolução da concentração de fósforo total na albufeira da Aguieira à superfície

A análise das figuras 5.9, 5.10 e 5.11, permite verificar que, na grande maioria dos casos, os valores de concentração de ortofosfatos ( $PO_4$ ) de azoto amoniacal ( $NH_4$ ), e de nitratos ( $NO_3$ ), são inferiores ao VMR da classe A1. No entanto, apesar de pouco significativa, verifica-se uma tendência para o aumento da concentração destes parâmetros, nomeadamente no que se refere ao  $NH_4$  e durante os anos de 2000 a 2002.

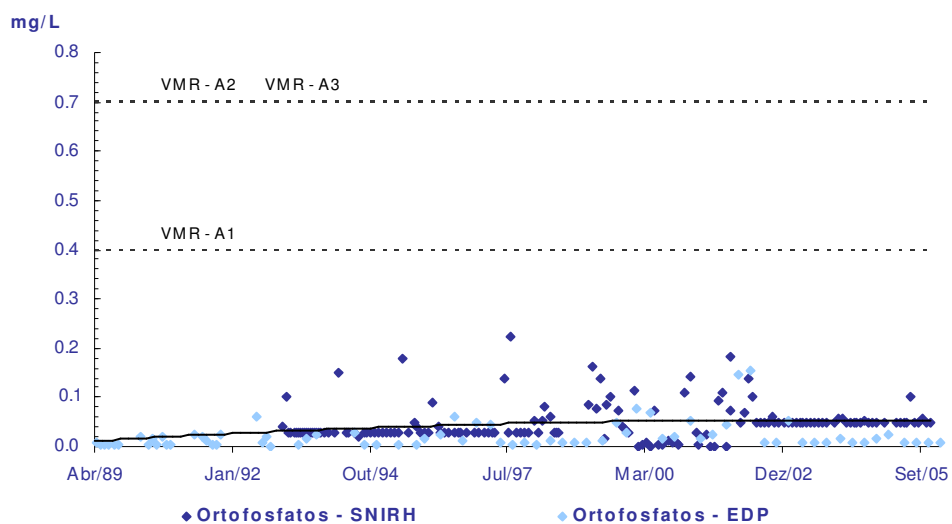


Figura 5.9 - Evolução da concentração de ortofosfatos na albufeira da Aguieira à superfície

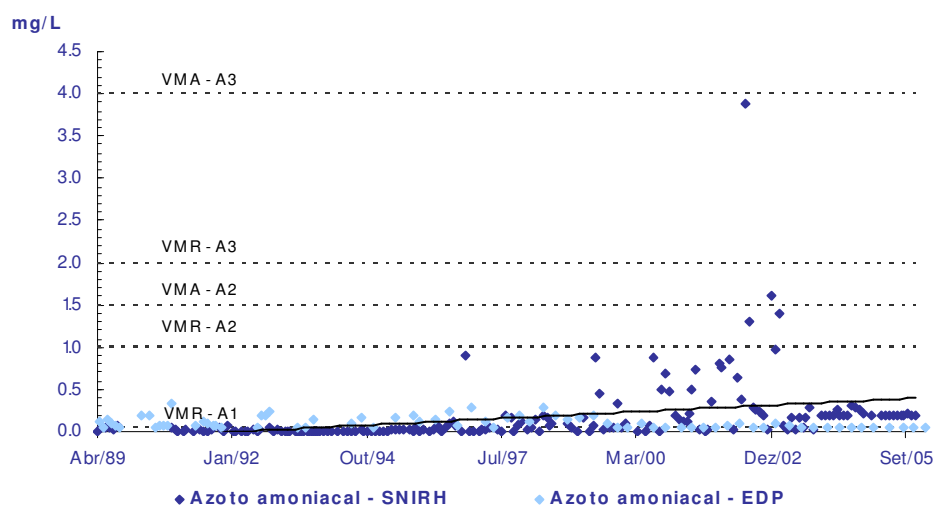


Figura 5.10 - Evolução da concentração de azoto amoniacal na albufeira da Aguieira à superfície

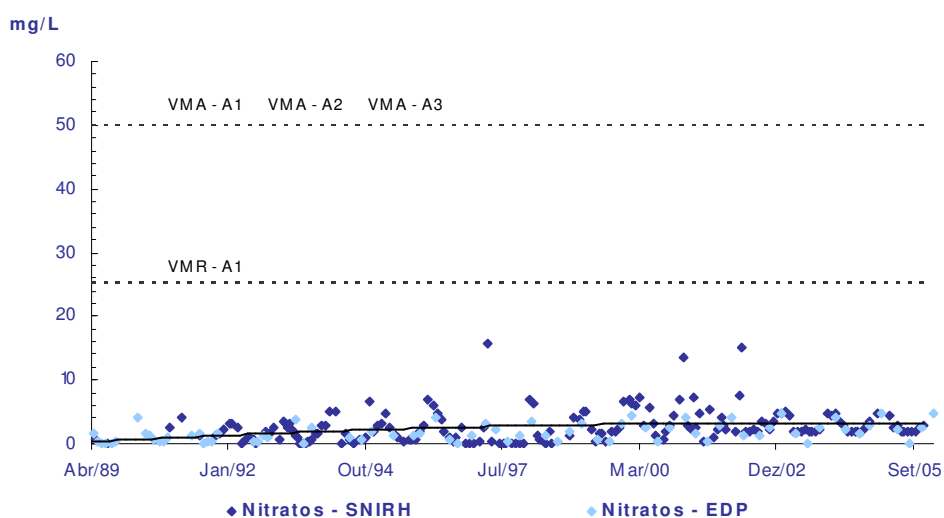


Figura 5.11 - Evolução da concentração de nitratos na albufeira da Aguieira à superfície

Os valores da concentração de nitritos ( $\text{NO}_2$ ), registados nas amostragens realizadas pela EDP (Figura 5.12), indicam que ao longo do período de tempo analisado se manteve um padrão relativamente baixo da concentração deste parâmetro. No entanto, os valores da concentração disponibilizados através do SNIRH evidenciam um significativo aumento do teor deste parâmetro, temporalmente localizado entre os anos de 1997 e 1998.

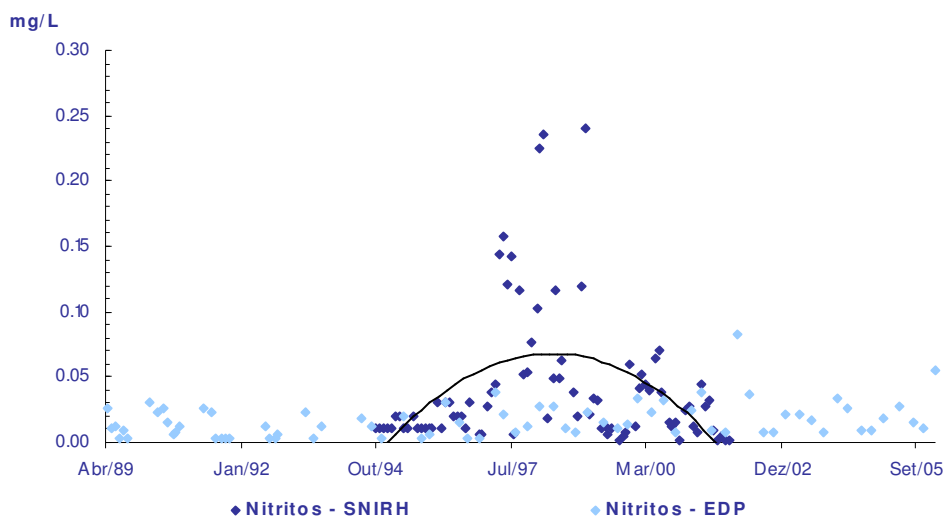


Figura 5.12 - Evolução da concentração de nitritos na albufeira da Aguieira à superfície

Tentou-se avaliar a possibilidade de existir uma relação entre a evolução temporal da concentração de clorofila-*a* e os valores da concentração de nutrientes ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ , e  $\text{P}_{\text{total}}$ ). No entanto, não foi possível identificar um padrão que evidenciasse interacção entre a produção de biomassa algal e a disponibilidade de nutrientes.

Relativamente aos valores da concentração de sólidos suspensos totais (SST) (Figura 5.13) verifica-se, pontualmente, a existência de valores elevados, superiores aos limites estabelecido para o VMR da classe A1. No entanto, em média, tem-se verificado uma redução dos valores da concentração deste parâmetro ao longo dos últimos anos, no que se refere à série temporal avaliada.

Os valores de pH observados na albufeira da Aguieira (Figura 5.14) têm variado ao longo dos anos entre os valores mínimo e máximo de 6.2 e 10.5, respectivamente. Apesar de na maioria dos casos os valores de pH se encontrarem dentro dos limites estabelecidos para o VMR da classe A1, verifica-se a existência de elevados valores de pH, observados na massa de água, que em alguns casos estão acima dos valores limites correspondentes ao VMR das classes A2 e A3.

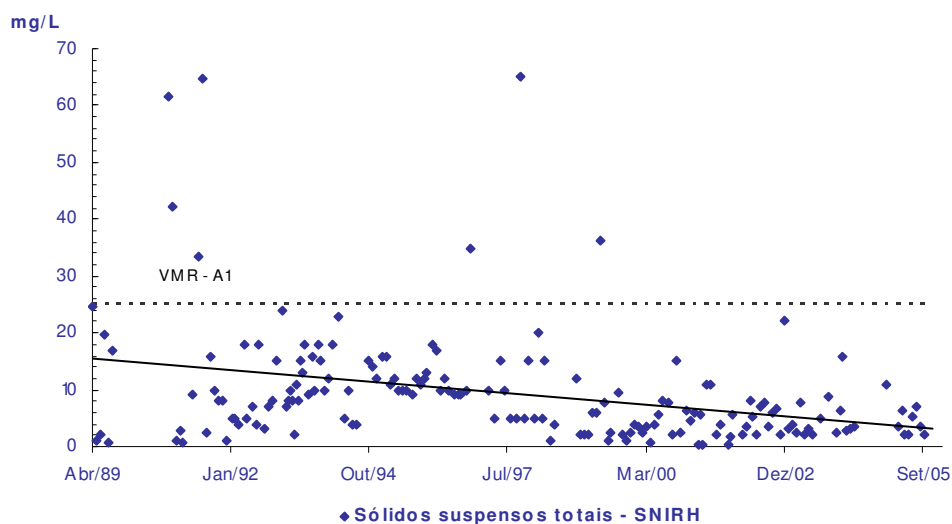


Figura 5.13 - Evolução da concentração de SST na albufeira da Aguieira à superfície

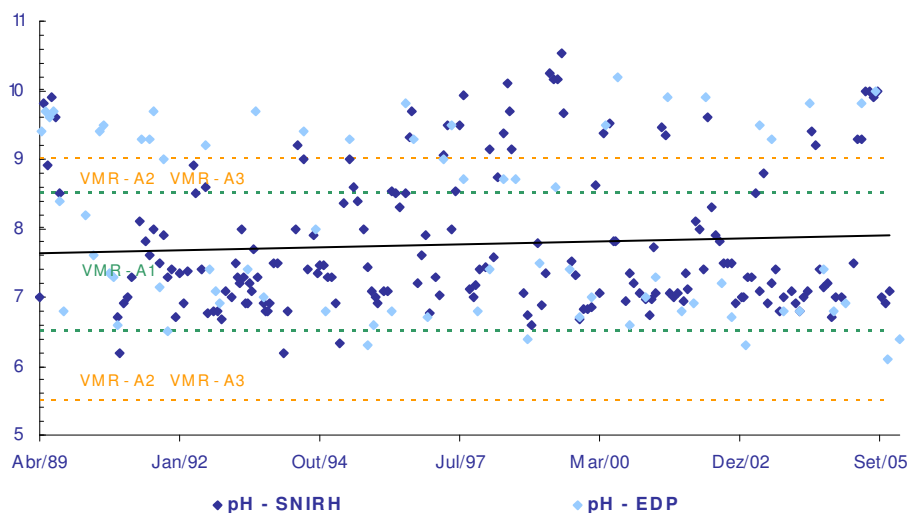


Figura 5.14 - Evolução do pH na albufeira da Aguieira à superfície

A análise dos valores da concentração de coliformes fecais e totais foi desenvolvida considerando os padrões de qualidade para o uso balnear, que constam do Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto. Para ambos os parâmetros a generalidade dos valores observados (figuras 5.15 e 5.16) encontra-se abaixo do valor limite para o VMR da classe A2. No entanto, verificou-se a existência de alguns valores mais elevados, indicadores de situações pontuais de contaminação microbiológica.



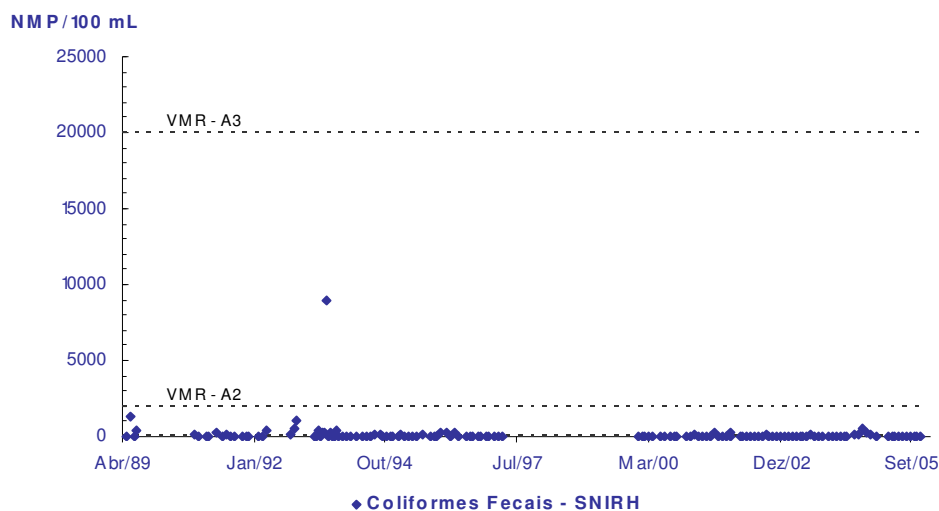
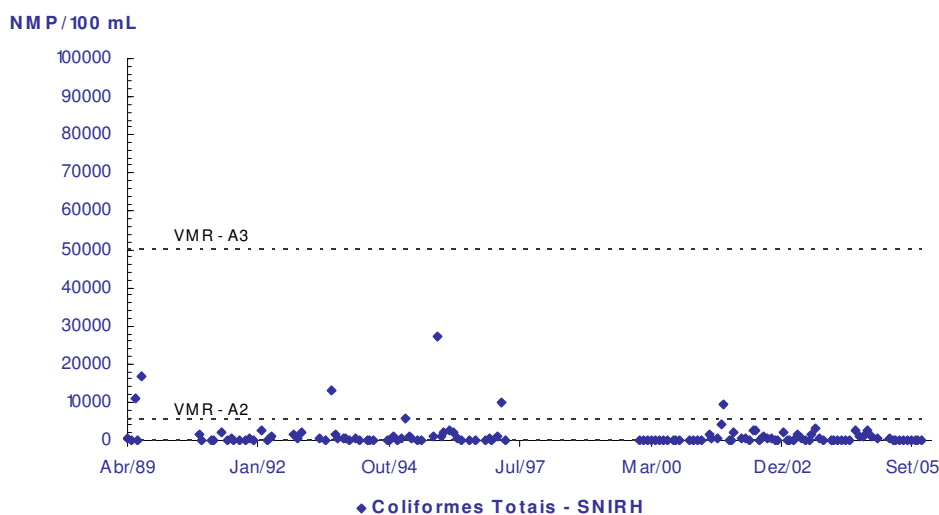


Figura 5.15 - Evolução da concentração de coliformes fecais na albufeira da Aguieira à superfície



Nota: Foi observado um valor de 420 000 NMP/ 100 mL que não foi incluído na figura para permitir uma melhor visualização dos restantes valores

Figura 5.16 - Evolução da concentração de coliformes totais na albufeira da Aguieira à superfície

## 5.5 – DESCRIÇÃO DO APROVEITAMENTO AGUIEIRA-RAIVA

O Aproveitamento Hidráulico do Mondego constitui uma obra de fins múltiplos, de entre os quais se destacam (sem se pretender estabelecer qualquer hierarquização de prioridades): a produção de energia hidroeléctrica, a regularização fluvial, a correcção torrencial e a defesa contra cheias, a rega e o enxugo dos campos do baixo Mondego, e o abastecimento de água para consumo doméstico e industrial.

O Plano Geral de Aproveitamento Hidráulico da Bacia do Rio Mondego foi elaborado pela antiga Direcção Geral dos Serviços Hidráulicos, em 1962, tendo como principais objectivos o controlo dos caudais líquido e sólido do rio, reduzindo para 1 200 m<sup>3</sup>/s a cheia centenária e para 1,5 L/s o caudal sólido médio, ambos referidos à secção de Coimbra, e integrando, numa primeira fase, a barragem da Aguieira e o contra-embalse da Raiva, a barragem de Fronhas, um sistema de previsão de cheias e a correcção torrencial em toda a bacia, incluindo o revestimento florestal. Este plano integra ainda a defesa contra cheias dos campos do Baixo Mondego, através da regularização dos leitos do rio e seus afluentes a jusante de Coimbra, da construção de diques longitudinais ao longo das suas margens e da construção do açude-ponte em Coimbra (MAOT, 2001).

Os grandes aproveitamentos hidráulicos construídos na bacia hidrográfica do rio Mondego, embora não se destinem exclusivamente à hidroelectricidade, de acordo com o anteriormente referido, têm uma componente importante de produção energética. Com efeito, a produção de energia hidroeléctrica a nível nacional atinge actualmente, em termos médios, valores da ordem dos 10 000 GWh por ano, enquanto que a parcela produzida na bacia hidrográfica do rio Mondego corresponde a sensivelmente 540 GWh por ano, o que representa cerca de 5,4% do total produzido a nível nacional (MAOT, 2001).

Dos aproveitamentos em funcionamento destaca-se o sistema Aguieira-Raiva, seleccionado como caso de estudo para o desenvolvimento do presente trabalho, que possui uma potência instalada de 290 MW e uma produtibilidade média anual de 360 GWh. Para além deste aproveitamento importa ainda referir o sistema hidroeléctrico da serra da Estrela, de menor dimensão, mas com uma produtibilidade média anual de 160 GWh.

O aproveitamento da Aguieira pode ser considerado como a obra primária do Aproveitamento Hidráulico do Mondego, uma vez que, para além da produção de energia hidroeléctrica, desempenha também importantes funções quer ao nível do armazenamento de água para rega e para abastecimento doméstico, quer no que se refere à regularização dos caudais de cheia.

A barragem da Aguieira localiza-se no rio Mondego, de acordo com o atrás representado de forma esquemática na Figura 5.2, a cerca de 1,5 km a jusante da confluência com o rio Dão e a sensivelmente 35 km a montante da secção de Coimbra. A barragem tem 89 m de altura máxima acima das fundações e cerca de 400 m de desenvolvimento total ao nível do coroamento; cria uma albufeira que, à cota do nível de pleno armazenamento (125 m),

inunda uma área de 2 000 ha, e possui uma capacidade total de 450 hm<sup>3</sup>, dos quais 243 hm<sup>3</sup> constituem volume útil.

O tempo de retenção na albufeira da Aguieira, em termos médios e no período entre os anos civis de 1982 e de 1999, é de cerca de 90 dias. Este valor permite classificar a correspondente albufeira como sendo de regularização.

A barragem da Aguieira é do tipo de abóbadas múltiplas, sendo formada por três abóbadas de dupla curvatura – a central com 90 m de vão – e dois contrafortes centrais onde se situam dois descarregadores de cheias, equipados, cada um, com uma comporta de segmento, e com uma capacidade de vazão de 2 x 1 000 m<sup>3</sup>/s. A espessura mínima da abóbada, no fecho, é de 4,5 m e a máxima, na base, é de 8,0 m. Para além dos dois descarregadores de cheias de superfície, existe ainda uma descarga de fundo, igualmente equipada com uma comporta de segmento, cuja capacidade de vazão é de 180 m<sup>3</sup>/s. No aproveitamento está instalada uma central do tipo pé de barragem, entre os dois contrafortes, com a fundação a mais de 30 m abaixo do leito do rio, equipada com três grupos reversíveis. Em turbinamento, e para as cotas normais de exploração da albufeira, o caudal turbinado é da ordem dos 450 m<sup>3</sup>/s, podendo atingir o valor de 525 m<sup>3</sup>/s quando a cota na albufeira é a correspondente ao nível de máxima cheia (126 m). O funcionamento reversível dos grupos instalados no aproveitamento permite bombear um caudal de cerca de 420 m<sup>3</sup>/s para a albufeira da Aguieira, a partir do contra-embalse criado pela barragem da Raiva.

Na Figura 5.17 é apresentada uma fotografia da barragem da Aguieira, visualizando-se o paramento de jusante da mesma, a central de pé de barragem e o limite do regolfo da albufeira da Raiva. Nas figuras 5.18 a 5.20 são apresentados desenhos em planta, corte transversal e corte longitudinal da barragem da Aguieira. No último desses desenhos (Figura 5.20) é apresentado também um corte longitudinal da barragem da Raiva, cujas principais características se referem em seguida.

Dez quilómetros a jusante da barragem da Aguieira, e igualmente no rio Mondego, localiza-se o aproveitamento da Raiva, cujas funções principais são as de criar um contra-embalse para permitir o bombeamento para a albufeira da Aguieira e modular os caudais lançados para jusante.



Figura 5.17 - Fotografia da barragem da Aguieira (Fonte: <http://cnpgb.inag.pt>)

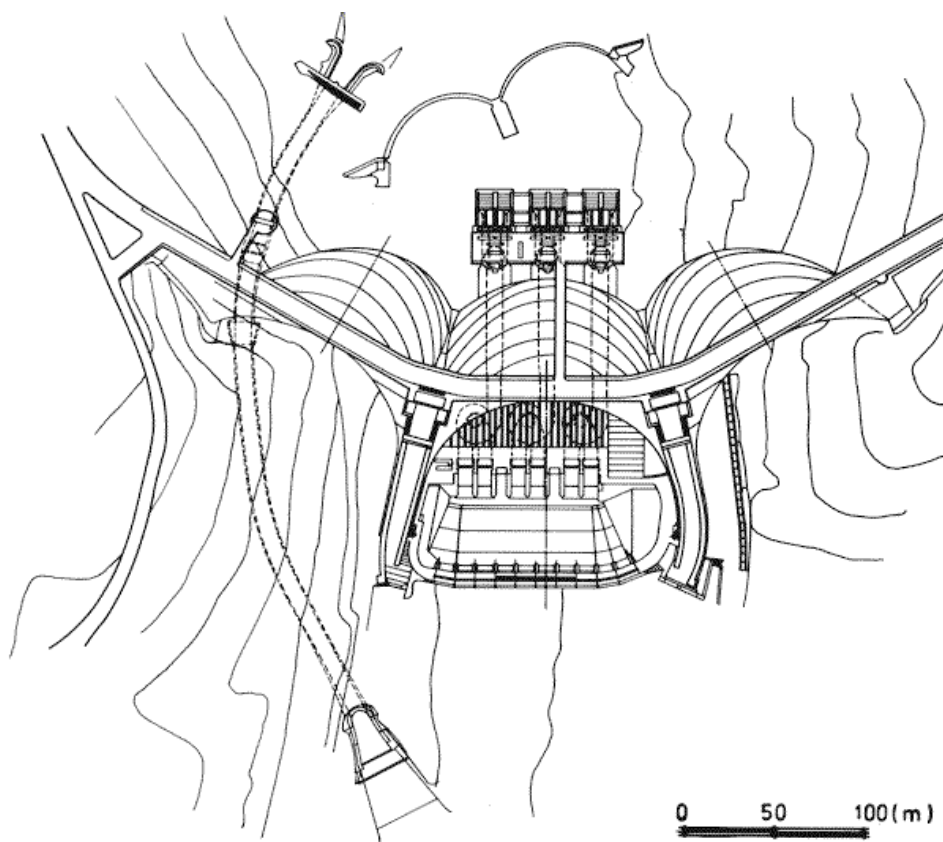


Figura 5.18 - Planta da barragem da Aguieira (Fonte: <http://cnpgb.inag.pt>)

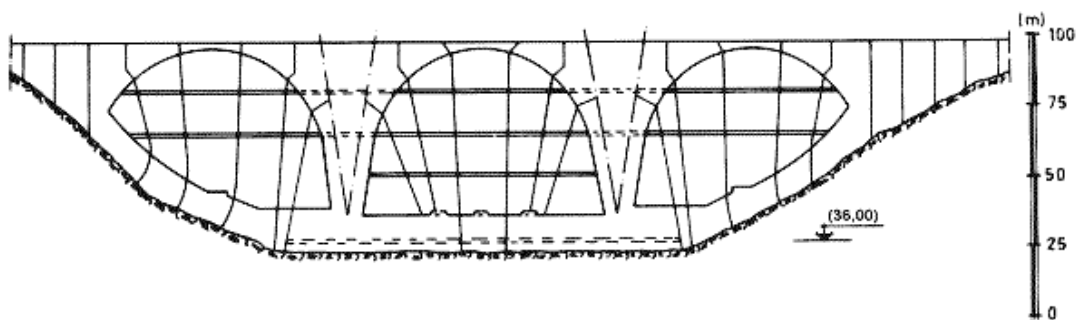


Figura 5.19 - Corte transversal da barragem da Aguieira (Fonte: <http://cnpgeb.inag.pt>)

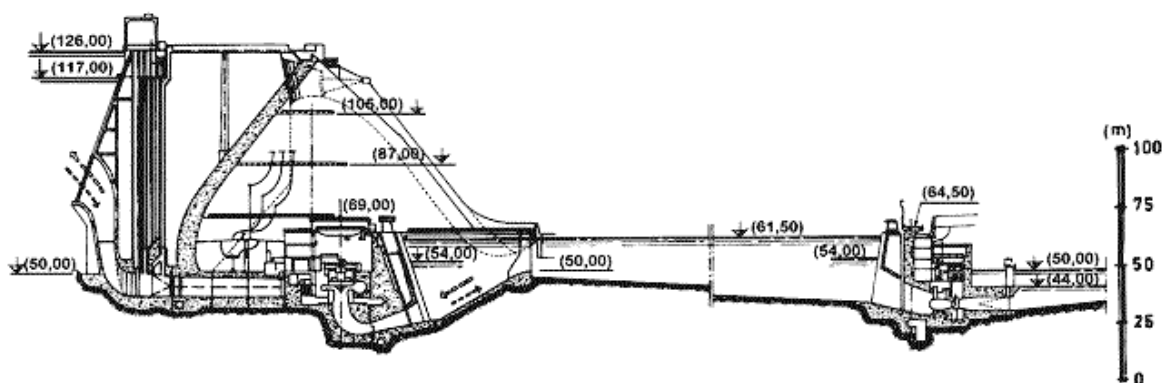


Figura 5.20 - Corte longitudinal das barragens da Aguieira e da Raiva (Fonte: <http://cnpgeb.inag.pt>)

A barragem da Raiva é do tipo perfil gravidade, tem uma altura de 34 m acima das fundações, cria uma albufeira que inunda uma área de 230 ha, quando a cota da superfície livre da albufeira corresponde ao nível de pleno armazenamento (61,5 m), e possui uma capacidade total de 24 hm<sup>3</sup>, dos quais 13 hm<sup>3</sup> constituem volume útil, quer para a bombagem dos grupos reversíveis da Aguieira, quer para o turbinamento dos grupos da Raiva.

Nas figuras 5.21 e 5.22 são apresentados, respectivamente, uma fotografia aérea da barragem da Raiva, incidindo sobre o seu paramento de jusante, e um desenho que corresponde à representação em planta da mesma barragem.

O tempo de retenção na albufeira da Raiva, em termos médios e no período entre os anos civis de 1982 e de 1999, é de 4,4 dias. Este valor, em oposição ao valor de 90 dias inerente à albufeira da Aguieira, é próximo dos valores característicos de aproveitamentos a fio de água.





Figura 5.21 - Fotografia da barragem da Raiva (Fonte: <http://cnpqb.inag.pt>)

A reversibilidade dos grupos que equipam a central da Aguieira tem a vantagem de tornar possível o aproveitamento da energia sobran­te (e/ou de menor custo) dos aproveitamentos hidroelétricos a fio de água e das centrais termoelétricas, em determinados períodos do diagrama de cargas, nomeadamente durante a noite e aos fins de semana, para, bombeando a água de jusante para montante da barragem, vir a utilizá-la, no seu movimento inverso, para produção de energia nos períodos de ponta do mesmo diagrama. Atendendo a que a energia de ponta é bastante mais onerosa, o balanço económico destas operações é francamente favorável.

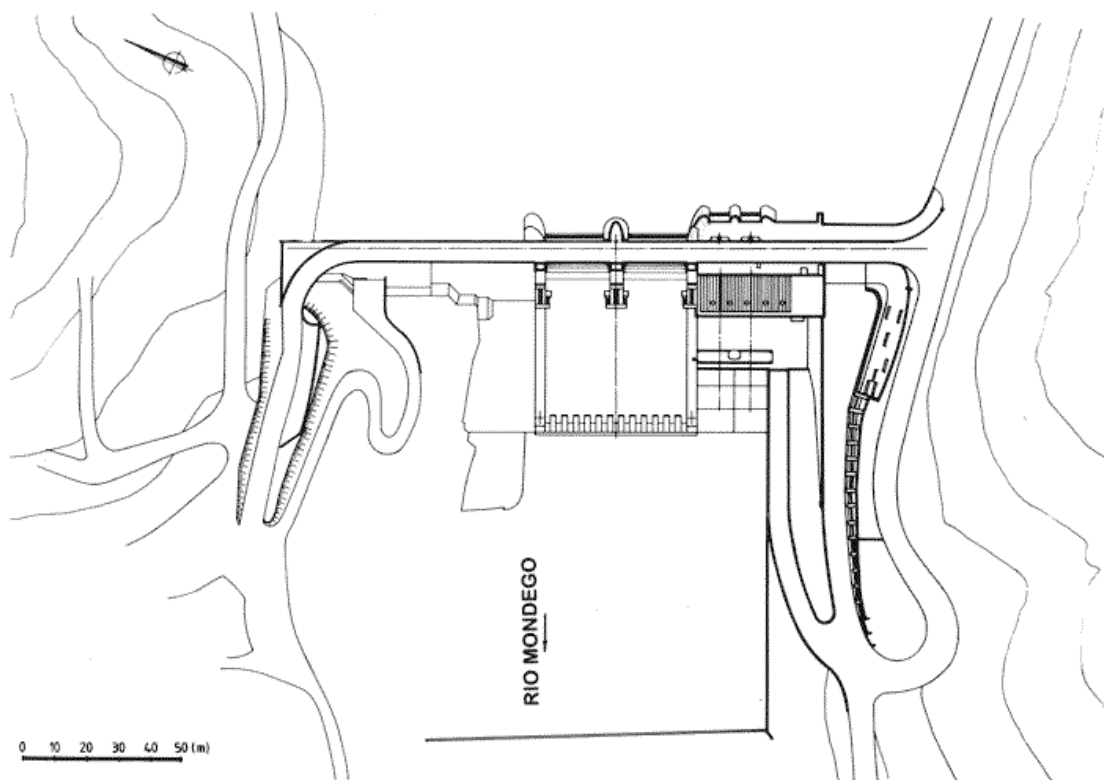


Figura 5.22 - Planta da barragem da Raiva (Fonte: <http://cnpqgb.inag.pt>)

No rio Alva, importante afluente da margem esquerda do rio Mondego, que com ele conflui escassos quilómetros a jusante da secção correspondente à barragem da Raiva, foi construída a barragem de Fronhas. Esta barragem é do tipo arco de abóbada, tem uma altura de 65 m acima das fundações, cria uma albufeira que inunda uma área de 535 ha, quando a cota da superfície livre corresponde ao nível de pleno armazenamento (140 m), e possui uma capacidade total de 89 hm<sup>3</sup>. Este aproveitamento, que não se encontra equipado com central de produção de energia hidroelétrica, foi construído com o duplo objectivo de contribuir para a regularização das cheias na bacia hidrográfica do rio Mondego e de aumentar as afluências ao aproveitamento da Aguieira. Para se conseguir esse último objectivo foi construído o túnel de derivação Fronhas-Aguieira, com 8,2 km de comprimento total, que permite aumentar as afluências à albufeira da Aguieira, num valor que, em ano médio, é de cerca de 310 hm<sup>3</sup>.

Nas figuras 5.23 e 5.24 são apresentados, respectivamente, uma fotografia do paramento de jusante da barragem de Fronhas, sendo possível visualizar o lançamento de água para jusante através dos descarregadores de meio-fundo, e um desenho em planta da mesma barragem.





Figura 5.23 - Fotografia da barragem de Fronhas (Fonte: <http://cnpgeb.inag.pt>)

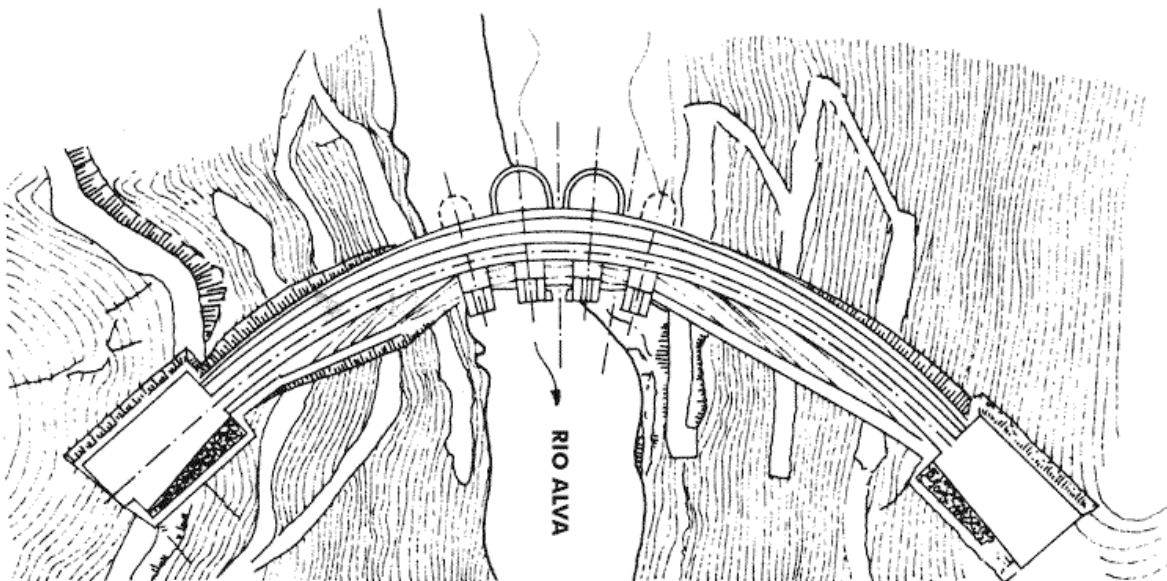


Figura 5.24 - Planta da barragem de Fronhas (Fonte: <http://cnpgeb.inag.pt>)

Os volumes de água transferidos da albufeira de Fronhas para a albufeira da Aguieira, através do referido túnel de derivação, justificam-se exclusivamente para o aumento da rentabilidade hidroelétrica do sistema, uma vez que tais transferências não seriam essenciais em termos da necessidade de regularização para abastecimento ou para rega do Baixo Mondego (MAOT, 2001).



O papel que o aproveitamento da Aguieira desempenha ao nível do controlo de cheias determina que as correspondentes regras de operação impliquem que, no período que decorre entre os princípios de Outubro e meados do mês de Abril, o nível da superfície livre na albufeira seja preferencialmente mantido abaixo da cota de 118 m, de forma a possibilitar um volume de encaixe de cheias de sensivelmente 120 hm<sup>3</sup>. Adicionalmente, para apoio ao controlo de cheias existe em funcionamento, e sob exploração da EDP, um sistema de alerta de cheias em tempo real, que permite otimizar a operação do sistema Aguieira-Raiva, face à ocorrência desses acontecimentos

Nos quadros 5.2 a 5.5 são apresentados, respectivamente, os valores dos caudais médios mensais e anuais afluentes à barragem da Aguieira, turbinados na barragem da Aguieira, bombeados do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, bem como os volumes mensais e anuais transferidos da albufeira de Fronhas para a albufeira da Aguieira. O período a que esses valores se reportam corresponde ao que decorreu desde a entrada em funcionamento dos aproveitamentos até ao final do ano civil de 1999, e foram cedidos pela CPPE (Companhia Portuguesa de Produção de Electricidade, SA), do Grupo EDP, através da sua Direcção de Produção Hidráulica.

Quadro 5.2 – Caudais afluentes médios mensais à barragem da Aguieira (valores em m<sup>3</sup>/s)

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Média Anual
<b>1982</b>	100	45	26	20	10	6	1	0	1	5	27	67	<b>25.6</b>
<b>1983</b>	59	67	46	93	124	30	5	1	1	1	40	115	<b>48.4</b>
<b>1984</b>	68	47	38	81	53	44	7	0	3	29	154	177	<b>58.4</b>
<b>1985</b>	173	278	128	106	37	26	3	1	10	1	10	63	<b>68.3</b>
<b>1986</b>	130	233	119	61	45	11	3	1	5	4	13	24	<b>53.0</b>
<b>1987</b>	62	138	73	76	56	11	3	4	9	59	61	150	<b>58.1</b>
<b>1988</b>	169	190	70	46	87	62	80	15	6	10	24	45	<b>66.3</b>
<b>1989</b>	79	97	90	83	35	17	46	23	54	17	91	250	<b>73.4</b>
<b>1990</b>	174	164	42	41	14	10	21	4	23	75	69	61	<b>57.5</b>
<b>1991</b>	80	89	2213	59	19	16	43	46	59	33	41	43	<b>61.7</b>
<b>1992</b>	77	102	95	89	83	71	68	61	50	43	34	65	<b>69.7</b>
<b>1993</b>	45	40	80	96	68	27	50	59	22	99	95	54	<b>61.4</b>
<b>1994</b>	166	113	75	32	74	28	7	2	3	7	30	21	<b>46.2</b>
<b>1995</b>	78	142	63	20	16	8	32	51	56	47	0	150	<b>54.9</b>
<b>1996</b>	408	184	82	82	87	28	16	9	21	42	52	168	<b>98.1</b>
<b>1997</b>	194	78	26	65	28	31	16	19	4	11	200	193	<b>72.0</b>
<b>1998</b>	170	93	41	108	64	68	18	3	28	18	22	90	<b>60.0</b>
<b>1999</b>	90	96	93	48	39	17	49	82	93	116	137	140	<b>83.3</b>
<b>Média</b>	<b>129.0</b>	<b>122.0</b>	<b>77.8</b>	<b>67.0</b>	<b>52.2</b>	<b>28.4</b>	<b>26.0</b>	<b>21.2</b>	<b>24.9</b>	<b>34.3</b>	<b>61.1</b>	<b>104.2</b>	<b>62.0</b>

Quadro 5.3 – Caudais turbinados médios mensais na barragem da Aguieira (valores em m<sup>3</sup>/s)

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Média Anual
<b>1982</b>	121	33	27	21	16	11	7	7	2	3	10	71	<b>27.6</b>
<b>1983</b>	65	51	43	60	131	40	12	14	7	4	35	115	<b>48.2</b>
<b>1984</b>	52	64	29	71	40	40	35	25	13	18	134	176	<b>58.0</b>
<b>1985</b>	162	283	113	85	35	33	25	20	22	6	11	33	<b>67.6</b>
<b>1986</b>	134	232	93	60	39	23	21	20	15	9	11	13	<b>54.7</b>
<b>1987</b>	37	102	32	61	34	25	25	20	14	30	51	116	<b>45.2</b>
<b>1988</b>	166	202	57	15	105	38	79	24	24	18	37	51	<b>67.3</b>
<b>1989</b>	77	79	65	67	36	23	55	40	64	25	76	257	<b>72.1</b>
<b>1990</b>	172	135	29	39	16	16	37	23	35	69	56	59	<b>56.8</b>
<b>1991</b>	77	85	221	34	16	24	63	64	68	35	26	29	<b>61.9</b>
<b>1992</b>	86	92	93	58	84	77	88	73	58	47	29	50	<b>69.6</b>
<b>1993</b>	39	35	77	82	68	25	53	77	29	101	115	58	<b>63.5</b>
<b>1994</b>	162	112	71	21	59	30	15	13	17	13	23	23	<b>46.3</b>
<b>1995</b>	78	132	61	13	12	22	41	66	68	54	24	67	<b>52.8</b>
<b>1996</b>	294	185	49	79	88	26	26	23	29	56	24	163	<b>86.5</b>
<b>1997</b>	188	77	11	67	12	18	18	26	17	20	183	199	<b>69.6</b>
<b>1998</b>	171	88	25	85	61	74	21	18	51	25	17	90	<b>60.3</b>
<b>1999</b>	70	92	72	44	37	26	67	98	100	113	130	129	<b>81.5</b>
<b>Média</b>	<b>119.5</b>	<b>115.5</b>	<b>64.9</b>	<b>53.4</b>	<b>49.4</b>	<b>31.7</b>	<b>38.2</b>	<b>36.2</b>	<b>35.2</b>	<b>35.9</b>	<b>55.1</b>	<b>94.4</b>	<b>60.5</b>

Quadro 5.4 – Caudais bombeados médios mensais da Raiva para a Aguieira (valores em m<sup>3</sup>/s)

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Média Anual
<b>1984</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	7	48	78	<b>11.4</b>
<b>1985</b>	65	48	46	18	0	0	0	0	9	0	2	10	<b>16.3</b>
<b>1986</b>	2	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2.0</b>
<b>1987</b>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	27	<b>2.5</b>
<b>1988</b>	26	24	25	0	0	0	0	0	0	0	3	29	<b>8.9</b>
<b>1989</b>	65	72	47	26	17	9	35	20	51	14	33	9	<b>32.9</b>
<b>1990</b>	62	52	8	2	1	1	15	2	22	46	4	23	<b>19.7</b>
<b>1991</b>	10	1	15	3	0	6	41	44	56	29	23	27	<b>21.4</b>
<b>1992</b>	58	95	89	50	76	65	66	59	49	39	26	17	<b>57.2</b>
<b>1993</b>	21	72	83	27	0	37	59	18	4	8	0	0	<b>27.2</b>
<b>1994</b>	7	0	2	0	2	0	0	0	2	0	1	3	<b>1.4</b>
<b>1995</b>	7	0	0	0	0	4	31	51	51	45	17	0	<b>17.3</b>
<b>1996</b>	0	18	2	1	0	2	12	6	17	35	29	6	<b>10.6</b>
<b>1997</b>	22	3	0	54	5	0	2	4	0	0	1	0	<b>7.6</b>
<b>1998</b>	3	11	0	0	0	0	6	1	21	5	3	70	<b>10.0</b>
<b>1999</b>	58	80	49	22	2	8	54	81	98	115	105	85	<b>63.0</b>
<b>Média</b>	<b>22.6</b>	<b>26.6</b>	<b>21.6</b>	<b>11.3</b>	<b>5.7</b>	<b>7.3</b>	<b>17.8</b>	<b>15.9</b>	<b>21.3</b>	<b>19.1</b>	<b>16.4</b>	<b>2.3</b>	<b>16.4</b>

Quadro 5.5 – Volumes mensais transferidos de Fronhas para a Aguieira (valores em hm<sup>3</sup>)

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Total Anual
<b>1986</b>	36	75	56	46	48	10	1	2	10	8	25	37	<b>354</b>
<b>1987</b>	37	59	42	20	50	6	2	1	6	39	41	65	<b>368</b>
<b>1988</b>	73	71	41	18	52	35	58	15	1	9	26	36	<b>435</b>
<b>1989</b>	35	27	48	45	13	0	26	4	3	4	41	55	<b>302</b>
<b>1990</b>	48	47	14	24	0	18	13	4	1	33	59	51	<b>312</b>
<b>1991</b>	52	54	76	55	12	2	3	3	7	7	29	23	<b>333</b>
<b>1992</b>	15	12	7	22	12	7	5	3	0	0	14	43	<b>140</b>
<b>1993</b>	0	0	0	0	28	14	31	0	1	45	66	48	<b>233</b>
<b>1994</b>	69	64	71	14	26	28	8	0	0	0	10	0	<b>290</b>
<b>1995</b>	31	68	66	4	0	0	0	0	2	0	11	37	<b>219</b>
<b>1996</b>	68	71	59	56	55	28	7	0	0	0	18	70	<b>432</b>
<b>1997</b>	75	57	12	0	0	0	7	1	0	14	40	40	<b>246</b>
<b>1998</b>	83	69	27	47	59	60	10	0	0	25	36	8	<b>424</b>
<b>1999</b>	2	0	15	1	27	0	0	0	9	41	35	32	<b>162</b>
<b>Média</b>	<b>44.5</b>	<b>48.2</b>	<b>38.2</b>	<b>25.1</b>	<b>27.3</b>	<b>15.6</b>	<b>12.2</b>	<b>2.4</b>	<b>2.9</b>	<b>16.1</b>	<b>32.2</b>	<b>39.0</b>	<b>304</b>

No Quadro 5.6 são apresentadas, em termos totais anuais e ao longo dos anos, as percentagens dos valores das afluições totais à albufeira da Aguieira que são inerentes ao bombeamento a partir do contra-embalse da Raiva e à transferência a partir da albufeira de Fronhas. Essas percentagens, que foram calculadas através dos valores apresentados nos quadros anteriores, permitem analisar a importância que cada uma dessas contribuições tem para a afluição total à albufeira da Aguieira ao longo dos anos, e são igualmente úteis para auxiliar a interpretação de alguns resultados que serão analisados e discutidos no Capítulo seguinte.

Quadro 5.6 – Contribuições para a afluição total à albufeira da Aguieira (valores em %)

	<b>Bombeamento</b>	<b>Transferência</b>
<b>1984</b>	19.5	0.0
<b>1985</b>	23.9	0.0
<b>1986</b>	3.8	21.2
<b>1987</b>	4.4	20.1
<b>1988</b>	13.4	20.8
<b>1989</b>	44.8	13.0
<b>1990</b>	34.2	17.2
<b>1991</b>	34.7	17.1
<b>1992</b>	82.1	6.4
<b>1993</b>	44.2	12.0
<b>1994</b>	3.1	19.9
<b>1995</b>	31.5	12.6
<b>1996</b>	10.8	14.0
<b>1997</b>	10.5	10.8
<b>1998</b>	16.7	22.4
<b>1999</b>	75.6	6.2
<b>Média</b>	<b>25.2</b>	<b>15.3</b>



## **CAPÍTULO 6 – CASO DE ESTUDO. OBTENÇÃO, APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS**

### **6.1 - INTRODUÇÃO**

O principal objectivo do trabalho de investigação desenvolvido corresponde, de acordo com o referido na secção 1.2 do Capítulo 1, ao estudo dos efeitos decorrentes do bombeamento de água para o interior de uma albufeira sobre as características de qualidade e o comportamento hidrodinâmico dessa massa de água, em resultado da utilização de grupos reversíveis instalados num aproveitamento hidroeléctrico, os quais permitem realizar, alternadamente, operações de turbinagem e de bombeamento de água. Adicionalmente, tomou-se também como objectivo o estudo do potencial efeito regularizador do contra-embalse, que permite o bombeamento da água para o interior da albufeira principal, sobre a qualidade da água lançada para jusante, no rio em que está instalado o aproveitamento.

Tendo em consideração os objectivos do trabalho de investigação em análise seleccionou-se como caso de estudo o aproveitamento da Aguieira-Raiva, localizado na bacia hidrográfica do rio Mondego. No Capítulo 5, foram apresentadas quer as principais características do referido aproveitamento, quer as da bacia hidrográfica em que este se insere.

A estrutura do presente Capítulo assenta na descrição dos métodos e processos inerentes à obtenção e apresentação dos resultados correspondentes ao caso de estudo seleccionado, bem como na análise e discussão desses resultados, possibilitando a concretização dos objectivos propostos.

Deste modo serão, entre outras, abordadas as questões que em seguida se referenciam:

- Representação conceptual adoptada para o sistema estudado, tanto ao nível da albufeira da Aguieira como do rio Mondego a jusante, de forma a suportar a aplicação dos modelos matemáticos de simulação utilizados no estudo desenvolvido – os modelos WQRRS e CE-QUAL-W2 relativamente à albufeira e o modelo QUAL2E no que se refere ao rio – os quais foram descritos e analisados no Capítulo 4.
- Processo de recolha dos dados necessários ao funcionamento dos modelos, distinguindo-se entre aqueles que foram disponibilizados através de diversas fontes institucionais, e os que foram obtidos a partir do trabalho de campo especificamente

realizado para o desenvolvimento do estudo em análise, durante os anos de 1998 e 1999.

- Processo de calibração e verificação dos modelos matemáticos de simulação utilizados, tanto em termos da hidrodinâmica do sistema, como da correspondente qualidade da água. No que se refere à qualidade da água, e de acordo com o referido e suportado na secção 1.2 do Capítulo 1, foi dada particular atenção à temperatura e ao oxigénio dissolvido. Com efeito, apesar de outros parâmetros descritores da qualidade da água terem sido submetidos a simulação e a calibração, esses processos foram desenvolvidos tendo por objectivo, no essencial, a avaliação da influência do teor desses parâmetros sobre a concentração de oxigénio dissolvido.
- Análise dos resultados obtidos e ilações que foi possível extrair dessa análise, ao nível do comportamento, quer do sistema estudado, quer dos modelos matemáticos de simulação utilizados, considerando diferentes situações. O desenvolvimento da referida análise foi complementado através da realização de outros estudos, nos quais foram contemplados, por exemplo, os efeitos de uma eventual tomada selectiva sobre a qualidade da água lançada para jusante do aproveitamento e a importância do contra-embalse da Raiva sobre essa mesma qualidade.

## **6.2 – REPRESENTAÇÃO CONCEPTUAL DO SISTEMA**

### **6.2.1 – Introdução**

De acordo com o referido na secção 2.2 do Capítulo 2, a utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água passa, normalmente, pela consideração de três fases: a representação conceptual, a representação funcional e a representação computacional.

Enquanto que as representações funcional e computacional estão previamente definidas ao nível da estrutura dos modelos - competindo ao utilizador a escolha dos processos que serão activados em cada caso de estudo, através da selecção dos parâmetros de qualidade que pretende simular e da definição dos valores das variáveis de controlo - a representação conceptual tem de ser definida pelo utilizador em cada caso, em função das características do sistema que pretende modelar e do grau de discretização dos resultados que pretende obter.

A representação conceptual envolve a definição gráfica e estrutural do sistema a modelar, através da descrição das suas propriedades geométricas, das suas condições de fronteira e das inter-relações entre as várias secções do mesmo. Normalmente, este processo consiste na divisão do sistema em elementos discretos, com uma dimensão compatível com os objectivos do estudo a desenvolver, na definição desses elementos de acordo com algumas regras geométricas simples e na descrição da forma como esses elementos estão ligados, quer física quer funcionalmente, constituindo partes integrantes de um todo.

Nas secções seguintes é descrita a representação conceptual adoptada para a albufeira da Aguieira e para o trecho do rio Mondego submetido a simulação. Atendendo a que para simular a albufeira da Aguieira foram utilizados dois modelos diferentes (WQRRS e CE-QUAL-W2), a representação conceptual adoptada para o sistema estudado será apresentada ao longo de três diferentes secções, cada uma delas correspondente a um dos modelos utilizados (WQRRS, CE-QUAL-W2 e QUAL2E).

### **6.2.2 – Albufeira da Aguieira. Modelo WQRRS**

Sendo o WQRRS um modelo unidimensional de simulação matemática da qualidade da água, lateralmente e longitudinalmente homogéneo, a representação conceptual que suporta o seu funcionamento é relativamente simples de conseguir, nomeadamente se se estabelecer a comparação com as correspondentes aos modelos bidimensionais e tridimensionais.

Com efeito, a massa de água é conceptualizada através de uma sucessão vertical de elementos de volume de água de espessura uniforme, designados por camadas, limitados por planos horizontais e pelos limites da albufeira, em consonância com o apresentado na Figura 4.2 do Capítulo 4. Assim, cada camada é caracterizada por uma área horizontal, uma espessura e um volume, correspondendo a justaposição vertical das diferentes camadas a uma representação geométrica e discretizada da massa de água em estudo.

Dentro de cada camada assume-se condições de mistura completa e que todas as isotérmicas são paralelas à superfície da água, tanto lateralmente como longitudinalmente, o que implica que só a dimensão vertical é considerada durante o cálculo de transporte de massa. As afluências exteriores e as tomadas de água são consideradas como fontes ou perdas dentro de cada camada ou conjunto de camadas, e são instantaneamente dispersas e misturadas de forma homogénea ao longo das mesmas, desde a zona de montante da

albufeira até à barragem, determinando a impossibilidade de analisar eventuais variações longitudinais ou laterais da concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água.

Esta situação determina que o modelo WQRRS seja explicitamente unidimensional, na medida em que os cálculos que efectua e os resultados que fornece apenas consideram a dimensão vertical da massa de água. Contudo, o modelo pode ser considerado implicitamente tridimensional, já que cada camada é caracterizada por um determinado volume, correspondendo portanto a uma representação a três dimensões, descrita por uma altura, uma largura média e um comprimento, situação que, aliás, é comum à maioria dos modelos unidimensionais deste tipo.

Para obter a representação conceptual da albufeira o utilizador deverá definir um conjunto de parâmetros, que permitem descrever as características estruturais e morfológicas da massa de água, e que possibilitam ao modelo WQRRS, através dos algoritmos que possui incorporados, obter os elementos necessários para suportar a posterior simulação matemática da qualidade da água do sistema.

De entre esses parâmetros, é importante destacar aqueles que assumem particular relevância. Assim, um dos primeiros parâmetros que importa definir corresponde à espessura de cada camada, que é função do grau de discretização que se pretende ao nível dos resultados do modelo. Um valor usual para a espessura das diferentes camadas é de um metro, que foi o considerado no estudo desenvolvido. O modelo WQRRS tem como restrição, relativamente a este parâmetro, o facto de estar limitado a um número máximo de 100 camadas.

Terá igualmente de ser considerada, ao nível dos dados de entrada, a relação de cotas da superfície livre *versus* áreas inundadas, que se traduz pela correspondente curva característica da massa de água, bem como a largura da barragem para cada cota, a cota do fundo da massa de água na zona mais profunda e a cota máxima da superfície livre.

Adicionalmente, terá também de ser definido o número de tomadas de água, de descarregadores e de afluências à massa de água, bem como as suas características físicas e geométricas, e os correspondentes valores de caudal.

A partir deste conjunto de elementos, o modelo WQRRS tem a capacidade de gerar a curva característica de cotas da superfície livre *versus* volumes armazenados e, com base



também nos valores dos caudais afluentes e efluentes, simular a evolução da cota da superfície livre ao longo do período de simulação.

Este conjunto de elementos fornecidos pelo modelo vai possibilitar a realização da primeira fase de calibração dos seus resultados, que passa pela comparação dos valores das curvas características (real e calculada pelo modelo), bem como pela aferição do balanço hidrológico desenvolvido. Esta última é efectuada através da comparação dos valores (medidos e simulados) da cota da superfície livre da massa de água ao longo do período de simulação. Os resultados dessas comparações, relativamente ao caso de estudo considerado no âmbito do presente trabalho, são apresentados e analisados ao nível da secção 6.5.

Os dados de entrada utilizados na definição da representação conceptual da albufeira da Aguieira são referenciados na secção 6.3, na qual são apresentadas as diversas fontes de informação que foram consideradas na obtenção dos diferentes elementos necessários ao funcionamento dos vários modelos utilizados no estudo desenvolvido.

### **6.2.3 – Albufeira da Aguieira. Modelo CE-QUAL-W2**

De acordo com o anteriormente referido, nomeadamente ao nível do Capítulo 4, o CE-QUAL-W2 é um modelo matemático que permite a simulação da hidrodinâmica e da qualidade de uma massa de água segundo as direcções vertical e longitudinal, sendo lateralmente homogéneo e, por isso, particularmente indicado para o estudo de albufeiras longas e estreitas, com potenciais gradientes verticais e longitudinais de qualidade da água (COLE e WELLS, 2002).

No caso do modelo CE-QUAL-W2, a representação conceptual da massa de água é efectuada através de uma grelha computacional, dividida longitudinalmente em segmentos e verticalmente em camadas, cuja dimensão pode variar de segmento para segmento e de camada para camada, permitindo aumentar ou diminuir a resolução da informação a extrair consoante as necessidades e objectivos de cada caso de estudo. Contudo, a referida variação deve ser efectuada de forma gradual, para minimizar potenciais erros de discretização e de difusão numérica. Em diferentes aplicações do modelo têm sido utilizados segmentos com dimensões entre 100 m e 5 000 m, bem como camadas com dimensões entre 0,2 m e 5,0 m (COLE e WELLS, 2002).

Para se obter a representação conceptual do sistema, tem ainda de se definir a largura média de cada um dos segmentos e o declive do fundo de cada um dos ramos considerados ao nível da massa de água em estudo.

Na aplicação do modelo CE-QUAL-W2 ao caso de estudo seleccionado, a representação conceptual da albufeira da Aguieira foi conseguida através do recurso a folhas da Carta Militar à escala 1:25 000, quer anteriores quer posteriores à construção da correspondente barragem. As primeiras foram utilizadas para identificar as curvas de nível existentes na área posteriormente submergida pela albufeira, permitindo definir a sua batimetria, enquanto as segundas foram consideradas para, com maior facilidade, verificar os limites da área superficial da albufeira à cota do NPA.

A albufeira da Aguieira foi dividida em três ramos, correspondendo o ramo 1 ao rio Mondego, o ramo 2 ao rio Dão e o ramo 3 ao rio Criz. Adicionalmente foram considerados dois tributários, que correspondem às transferências de caudal efectuadas da albufeira de Fronhas para a albufeira da Aguieira (tributário 1), através do túnel que estabelece a ligação entre as duas massas de água, bem como aos caudais bombeados a partir do contra-embalse da Raiva (tributário 2), através dos grupos reversíveis que equipam a central da barragem da Aguieira. A diferença conceptual entre ramos e tributários reside, essencialmente, no facto destes últimos serem considerados como uma fonte pontual e, por isso, não serem incluídos na batimetria da albufeira.

O esquema apresentado na Figura 6.1 corresponde à representação conceptual planificada, adoptada para a albufeira da Aguieira.

Na definição dessa representação conceptual foram considerados um total de 110 segmentos, com um comprimento entre 200 m e 2 000 m, e de 46 camadas, com uma altura entre 1,0 m e 2,7 m, de acordo com o apresentado no Quadro 6.1. À grelha batimétrica assim definida corresponde um total de 5 060 células de cálculo, repartidas pelos três diferentes ramos em que se dividiu a massa de água. Na Figura 6.2, são apresentados, de forma esquemática, os perfis longitudinais de cada um dos três ramos considerados na massa de água, assim como o perfil transversal inerente ao segmento localizado mais próximo da barragem da Aguieira, permitindo obter uma visualização da grelha batimétrica definida.

A definição do comprimento longitudinal e da largura média dos diferentes segmentos foi obtida desenhando transectos perpendiculares aos leitos dos rios Mondego, Dão e Criz. O

comprimento de cada segmento, e o posicionamento do correspondente transecto, foi definido em função do grau de discretização pretendido e da morfologia do sistema, sendo esse comprimento menor na zona de jusante de cada um dos ramos e nos troços em que o declive do fundo é mais acentuado. A largura média de cada segmento foi definida através do valor médio entre as larguras de dois transectos consecutivos, e a largura média das camadas em cada segmento em função do valor médio entre as larguras medidas a duas cotas consecutivas.

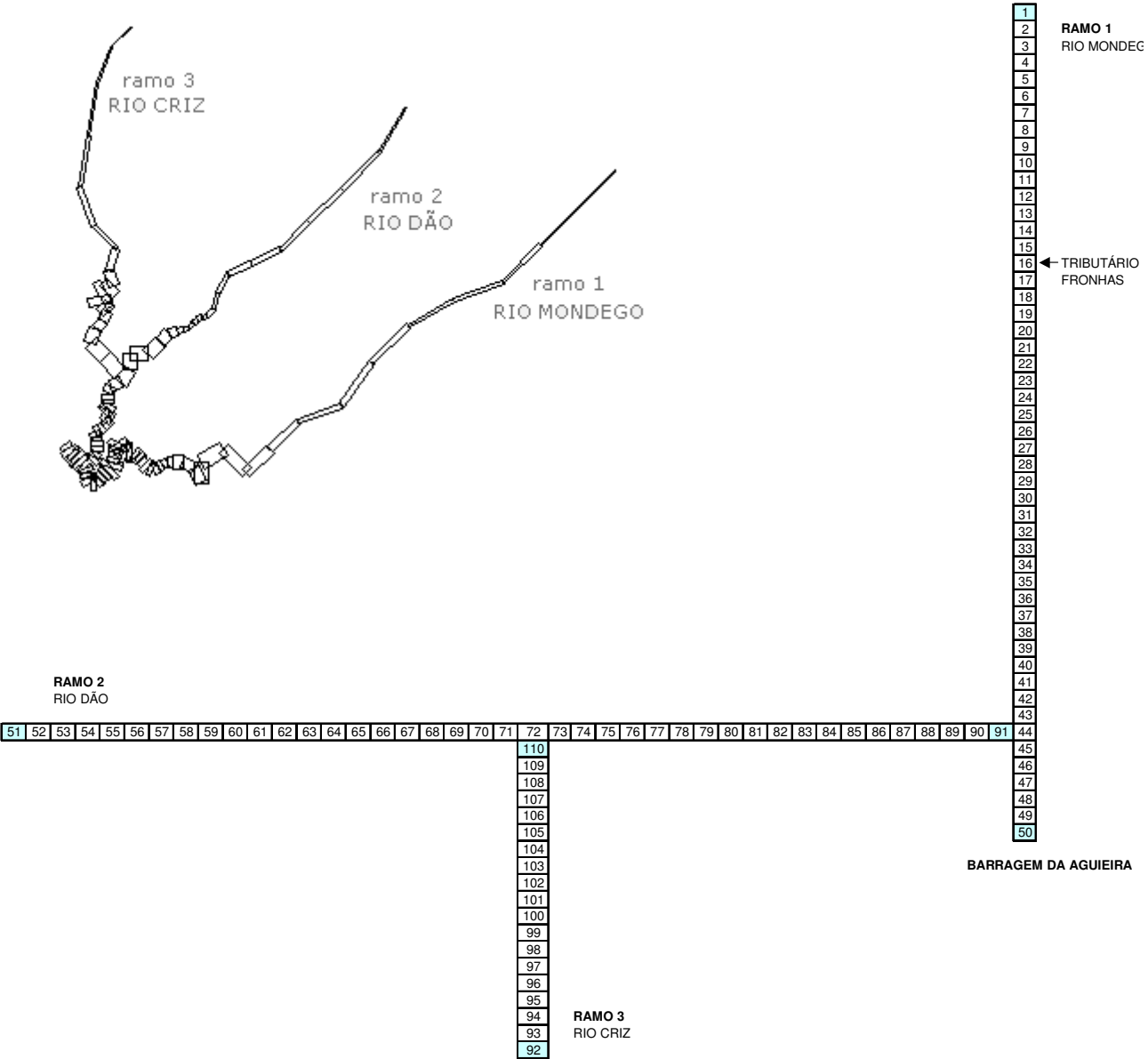


Figura 6.1 - Representação conceptual adoptada para a albufeira da Aguieira (modelo CE-QUAL-W2)

Foi ainda definida a orientação de cada um dos segmentos em relação à direcção do Norte Geográfico, tomando como sentido positivo o da rotação dos ponteiros do relógio.

Na grelha batimétrica obtida são consideradas células activas e células inactivas ou de fronteira. As células activas são definidas na batimetria como tendo valores de largura diferente de zero, sendo sempre células de cálculo desde que a cota da superfície livre assim o determine. Por outro lado, às células inactivas ou de fronteira é atribuído um valor de largura igual a zero. As células de fronteira são aquelas que limitam cada um dos ramos da massa de água, no fundo, no topo, a montante e a jusante.

Quadro 6.1 – Alturas das camadas e comprimento dos segmentos da grelha batimétrica

Camada	Altura Camada (m)	Cota (m)	Ramo 1		Ramo 2		Ramo 3	
			Segm.	Comprimento (m)	Segm.	Comprimento (m)	Segm.	Comprimento (m)
1	0.0		1	0	51	0	92	0
2	2.7	124.70	2	2000	52	2000	93	1100
3	2.0	122.00	3	2000	53	2000	94	1500
4	2.0	120.00	4	2000	54	1750	95	2000
5	2.0	118.00	5	2000	55	1500	96	2000
6	2.0	116.00	6	2000	56	1250	97	1600
7	2.0	114.00	7	2000	57	1000	98	1200
8	2.0	112.00	8	2000	58	800	99	900
9	2.0	110.00	9	1750	59	600	100	600
10	2.0	108.00	10	1500	60	400	101	400
11	2.0	106.00	11	1250	61	200	102	300
12	2.0	104.00	12	1250	62	200	103	300
13	2.0	102.00	13	1000	63	200	104	400
14	2.0	100.00	14	800	64	250	105	400
15	2.0	98.00	15	600	65	200	106	400
16	2.0	96.00	16	500	66	250	107	600
17	2.0	94.00	17	350	67	350	108	800
18	2.0	92.00	18	250	68	450	109	800
19	2.0	90.00	19	200	69	650	110	0
20	2.0	88.00	20	200	70	700		
21	2.0	86.00	21	200	71	600		
22	2.0	84.00	22	200	72	600		
23	2.0	82.00	23	200	73	400		
24	2.0	80.00	24	200	74	300		
25	2.0	78.00	25	200	75	200		
26	2.0	76.00	26	200	76	200		
27	2.0	74.00	27	200	77	200		
28	2.0	72.00	28	200	78	200		
29	2.0	70.00	29	200	79	200		
30	2.0	68.00	30	200	80	200		
31	2.0	66.00	31	200	81	200		
32	2.0	64.00	32	200	82	200		
33	2.0	62.00	33	200	83	200		
34	1.0	60.00	34	200	84	200		
35	1.0	59.00	35	200	85	200		
36	1.0	58.00	36	200	86	200		
37	1.0	57.00	37	200	87	200		
38	1.0	56.00	38	200	88	200		
39	1.0	55.00	39	200	89	200		
40	1.0	54.00	40	200	90	200		
41	1.0	53.00	41	200	91	0		
42	1.0	52.00	42	200				
43	1.0	51.00	43	200				
44	1.0	50.00	44	200				
45	1.0	49.00	45	200				
46	0.0	48.00	46	200				
			47	200				
			48	200				
			49	200				
			50	0				

De acordo com o anteriormente referido, a grelha batimétrica não é estática, podendo ser ajustada em função do grau de detalhe que se pretenda para determinada zona do sistema submetido a simulação. Assim, se se pretender um maior detalhe, por exemplo em áreas de particular interesse ou se forem detectadas dificuldades na identificação de zonas de transição de gradientes, a resolução da grelha pode ser aumentada de forma relativamente simples, através da subdivisão de segmentos ou de camadas.

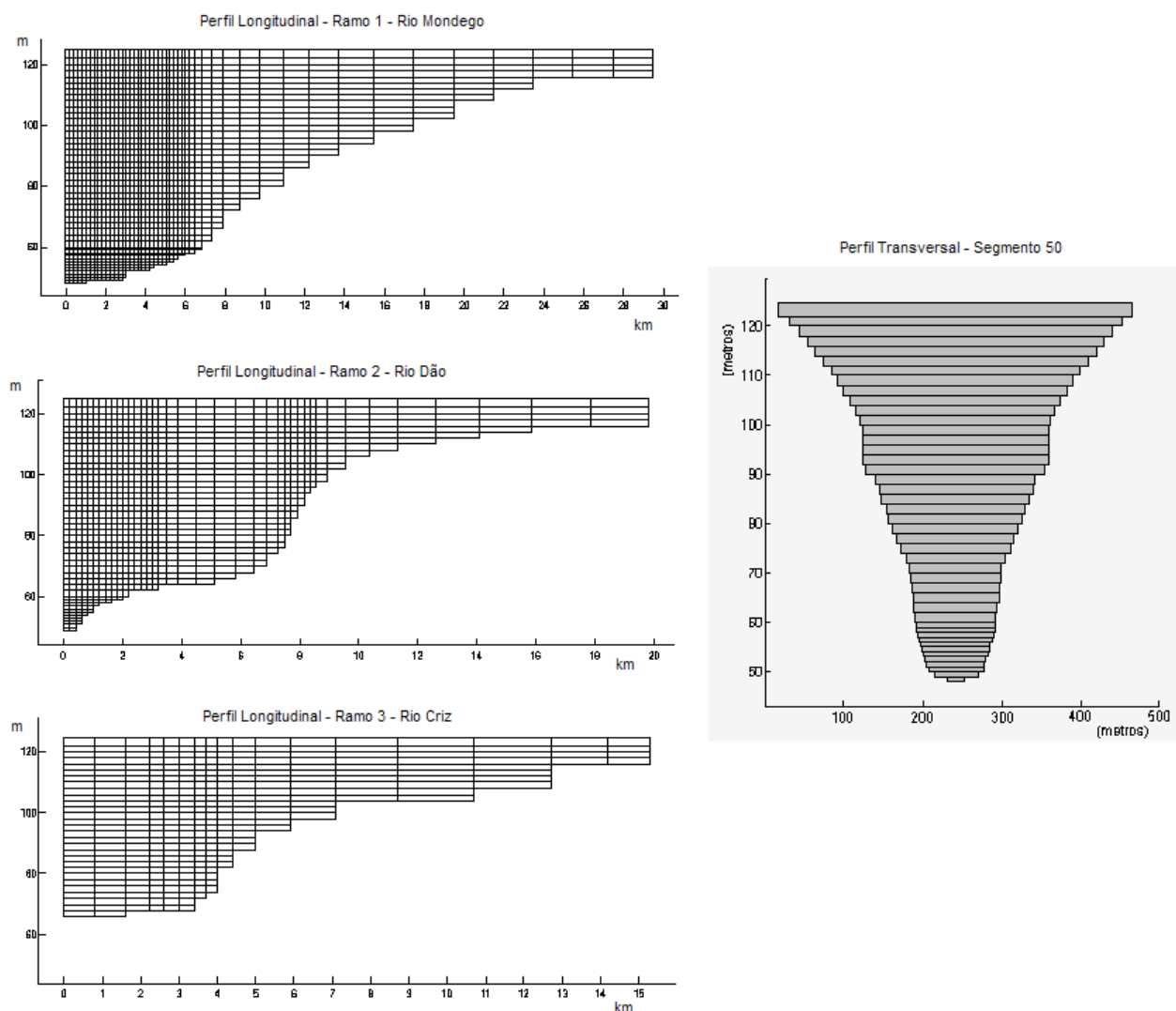


Figura 6.2 - Perfis longitudinais e transversal da grelha batimétrica

Adicionalmente, está disponível para o modelo CE-QUAL-W2 uma interface que permite ao utilizador visualizar a representação conceptual adoptada para a massa de água, considerando os seus diferentes ramos e, dentro destes, os segmentos e camadas que os compõem, possibilitando ainda obter o volume armazenado em cada ramo e em cada segmento, em função da cota da superfície livre. Esta capacidade é particularmente útil ao nível da calibração da hidrodinâmica, e quando se pretende proceder a ajustes na resolução da grelha batimétrica.

A mesma interface permite também a visualização e análise dos resultados das simulações, sob a forma de perfis verticais em qualquer segmento da massa de água, perfis longitudinais para a globalidade de cada um dos ramos considerados, séries temporais para qualquer célula de cálculo ou segmento e séries temporais do valor médio de cada constituinte para a globalidade da massa de água correspondente a cada um dos ramos considerados.

À semelhança do referido relativamente ao modelo WQRRS, também no caso do CE-QUAL-W2 tem de ser definido o número de tomadas de água, de descarregadores e de afluições à albufeira, bem como as suas características físicas e geométricas e os correspondentes caudais associados. A partir deste conjunto de elementos, e tendo como base a grelha batimétrica que suporta a representação conceptual do sistema, é possível ao modelo CE-QUAL-W2 produzir a curva característica de cotas da superfície livre *versus* volumes armazenados, bem como simular a evolução da cota da superfície livre ao longo do período de simulação.

É com base nesses resultados, e também à semelhança do referido relativamente ao modelo WQRRS, que é realizada a primeira fase de calibração do modelo, estabelecendo-se a comparação das curvas características (real e calculada pelo modelo) e dos valores (medidos e simulados) da cota da superfície livre da massa de água ao longo do período de simulação. Os resultados dessas comparações são apresentados e analisados na secção 6.5 do presente Capítulo.

Alguns dos dados de entrada utilizados ao nível da representação conceptual serão referenciados de forma mais detalhada na secção 6.3, na qual são apresentadas as fontes de informação consideradas na obtenção dos elementos necessários ao funcionamento dos vários modelos.

#### **6.2.4 – Rio Mondego. Modelo QUAL2E**

Na utilização do modelo QUAL2E o sistema a simular é conceptualizado como uma cadeia de reactores de mistura completa, ligados sequencialmente através dos mecanismos de advecção e de dispersão. Cada um desses reactores funciona como um elemento computacional, correspondendo a uma célula de cálculo. Conjuntos sequenciais desses reactores podem ser definidos como troços do sistema submetido a simulação. Em cada um dos troços em que se subdivide o sistema os elementos computacionais que o constituem possuem as mesmas características hidráulicas e geométricas, bem como iguais taxas de

reação. A Figura 4.1, apresentada no Capítulo 4, exemplifica o atrás referido em termos da discretização do sistema em troços, constituídos por elementos computacionais.

No que se refere ao caso de estudo em análise, o modelo QUAL2E foi aplicado a um trecho do rio Mondego, entre a secção da barragem da Raiva e a secção correspondente à ponte de Montemor-o-Velho, com um desenvolvimento total de cerca de 53 km. Os exercícios de simulação realizados, suportados pela aplicação do modelo QUAL2E, tiveram como principal objectivo o estudo comparativo dos potenciais efeitos sobre a qualidade da água do rio Mondego resultantes do lançamento, para jusante do aproveitamento da Aguieira-Raiva, de caudais captados a diferentes profundidades.

Assim, a representação conceptual do trecho do rio Mondego submetido a simulação foi efectuada de uma forma relativamente simples, mas que se entendeu adequada face ao objectivo atrás referido. Com efeito, ao nível dessa representação conceptual não foram considerados quaisquer afluentes nem incrementos de caudal através de afluições laterais, mantendo-se praticamente constante ao longo do trecho simulado o caudal definido ao nível da condição de fronteira de montante, sujeito apenas a variações, não significativas, em função das perdas por evaporação.

Face a estes pressupostos, para definir a representação conceptual do trecho do rio Mondego submetido a simulação foi necessário proceder à sua divisão em diferentes troços, a qual foi determinada, essencialmente, em função do declive longitudinal do leito, parâmetro que foi considerado como o principal condicionante das características hidráulicas do escoamento.

É evidente que a realização de uma análise mais pormenorizada conduziria, forçosamente, à necessidade de considerar outros parâmetros susceptíveis de condicionar as características hidráulicas do escoamento. No entanto, em função do objectivo anteriormente enunciado, inerente à aplicação do modelo QUAL2E no estudo desenvolvido, entende-se que a divisão em diferentes troços através do critério mencionado no parágrafo anterior é suficientemente fiável, para que se possa admitir as características hidráulicas do escoamento como homogéneas dentro de cada troço.

Assim, a representação conceptual adoptada para o trecho de 53 km do rio Mondego submetido a simulação considerou a sua divisão em seis diferentes troços, de acordo com o apresentado no Quadro 6.2.

Quadro 6.2 – Principais características dos troços considerados

Número do troço	Comprimento (km)	Largura média (m)	Descrição
1	6	100	Desde a secção da barragem da Raiva até à cota 40.
2	8	125	Desde a cota 40 até à cota 30.
3	11	75	Desde a cota 30 até à cota 20.
4	5	150	Desde a cota 20 até à Ponte Rainha Santa em Coimbra.
5	3	200	Desde a Ponte Rainha Santa até à Ponte-Açude de Coimbra.
6	20	150	Desde a Ponte Açude de Coimbra até à Ponte de Montemor-o-Velho.

Para a dimensão dos elementos computacionais que constituem cada troço foi adoptado o valor de 1 km, definido segundo o eixo longitudinal do rio Mondego. Este valor foi seleccionado, em termos de limite inferior, pelo facto de não se justificar a consideração de elementos computacionais de menor dimensão, uma vez que a discretização dos resultados quilómetro a quilómetro é perfeitamente suficiente, em função dos objectivos que determinaram a utilização do modelo QUAL2E. Adicionalmente, a experiência obtida em muitos outros estudos em que se recorreu à utilização do referido modelo – *e.g.* COELHO, 1993 e INAG, 2001 – aponta para o facto da dimensão de 1 km para os elementos computacionais corresponder, na maioria dos casos, a um bom compromisso.

O facto da albufeira criada pelo açude-ponte de Coimbra estar inserida no trecho do rio Mondego submetido a simulação poderia determinar dificuldades ao nível da utilização do modelo QUAL2E, que foi concebido para a simulação matemática da qualidade de cursos de água. Contudo, o cálculo do número de Froude densimétrico, efectuado através da equação 3.2 apresentada na secção 3.4.2 do Capítulo 3, permitiu obter para a referida albufeira um valor da ordem dos 2.5, que é característico de uma massa de água sem estratificação, ou seja, que apresenta mistura completa.

Assim, a albufeira do açude-ponte de Coimbra pode ser adequadamente simulada através de um modelo do tipo do QUAL2E. No entanto, para que essa simulação fosse suficientemente fiável, foi necessário aumentar o efeito da rugosidade do leito, através da diminuição do coeficiente de rugosidade da equação de Manning-Strickler, para que fosse possível impor, para o mesmo caudal, uma menor velocidade de escoamento e maiores altura de água e tempo de percurso.



Na Figura 6.3 é apresentado, de forma esquemática, o trecho do rio Mondego submetido a simulação e os vários troços em que o mesmo foi dividido.

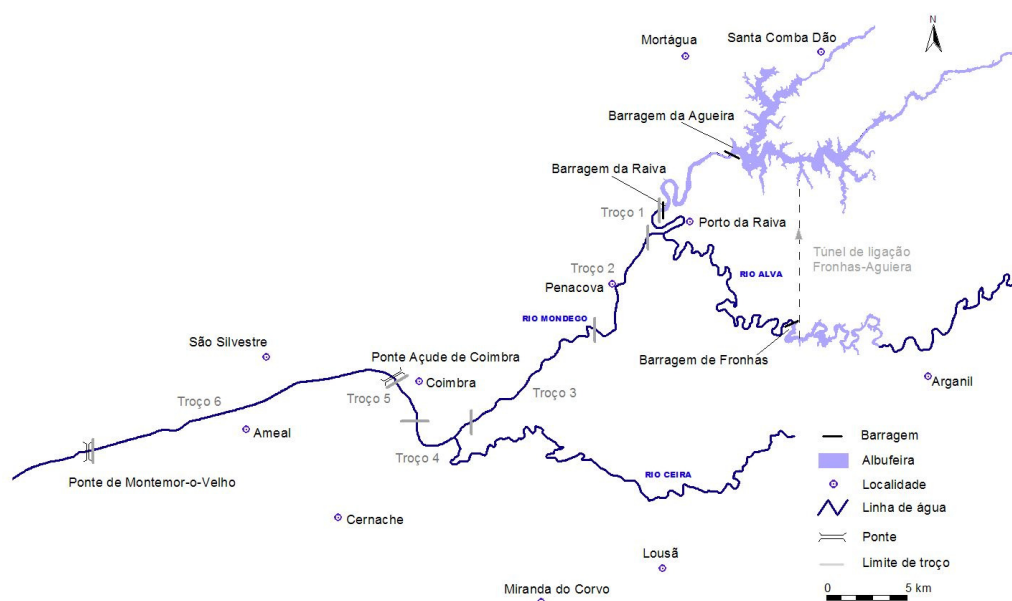


Figura 6.3 - Trecho do rio Mondego submetido a simulação

## 6.3 – DADOS NECESSÁRIOS AO FUNCIONAMENTO DOS MODELOS

### 6.3.1 – Introdução

Definida a representação conceptual adoptada para os três modelos matemáticos de simulação da qualidade da água utilizados no estudo desenvolvido, tornou-se essencial identificar e recolher os diferentes tipos de dados necessários ao funcionamento desses modelos.

Esse processo de identificação e recolha de dados será resumidamente descrito ao longo da presente secção 6.3, estabelecendo-se a distinção entre os elementos que foram disponibilizados através de diversas fontes institucionais e os que foram obtidos a partir do trabalho de campo especificamente realizado para o desenvolvimento do estudo em análise. Concretamente, será descrito o programa de amostragem desenvolvido e os elementos que a sua realização permitiu recolher, bem como os processos de obtenção dos seguintes tipos de dados:

- meteorológicos;
- os necessários à definição das condições iniciais do sistema submetido a simulação;
- os inerentes às afluências ao sistema, quer em termos de caudais, quer ao nível da qualidade da água dessas afluências;
- os necessários aos processos de calibração e verificação dos modelos.

### **6.3.2 – Programa de amostragem**

O trabalho de campo efectuado foi desenvolvido na perspectiva de que os processos de modelação e de recolha de dados não devem ser considerados independentes. Com efeito, o planeamento do trabalho de monitorização foi efectuado de forma a que fosse possível reunir um conjunto de elementos, que permitisse concretizar os processos de calibração e verificação dos modelos utilizados, com um grau de fiabilidade suficiente para suportar a prossecução dos objectivos do estudo a desenvolver.

As campanhas de monitorização foram realizadas ao longo dos anos civis de 1998 e de 1999, em diversos pontos de amostragem, cuja localização é apresentada na Figura 6.4. Durante o ano de 1998 as campanhas de amostragem centraram-se em oito locais, que em seguida se enumeram de montante para jusante:

- na albufeira da Agueira, junto ao paramento de montante da barragem;
- na albufeira da Raiva, junto à confluência com a ribeira de Mortágua (Ponte de Mortágua);
- na albufeira da Raiva, sensivelmente a meio do seu desenvolvimento no sentido longitudinal (Ponte de Mondego);
- na albufeira da Raiva, junto ao paramento de montante da barragem;
- no rio Mondego, cerca de 500 m a jusante da barragem da Raiva;
- no rio Mondego, em Porto da Raiva, sensivelmente 4 km a jusante da barragem da Raiva;
- no rio Mondego, junto a Penacova, cerca de 9 km a jusante da barragem da Raiva;
- na albufeira de Fronhas, junto ao paramento de montante da barragem.

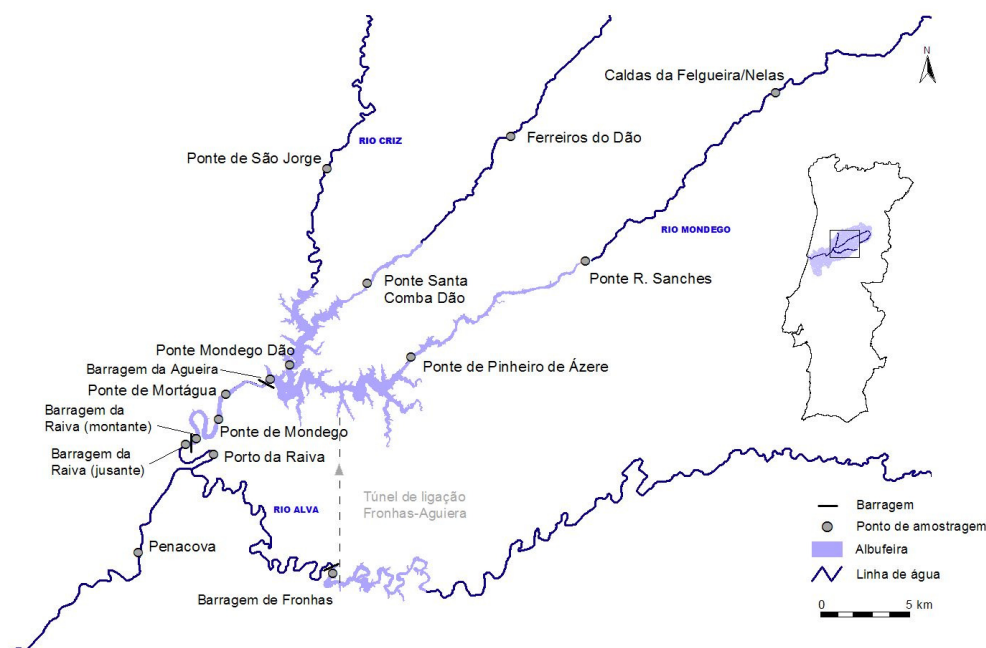


Figura 6.4 - Localização dos pontos de amostragem

Nos locais de monitorização correspondentes às albufeiras as amostragens foram realizadas ao longo de toda a coluna de água, com uma discretização vertical adequada à maior ou menor homogeneidade da mesma, mas que na maioria dos casos foi efectuada metro a metro. Por outro lado, nos locais situados no rio Mondego a jusante da barragem da Raiva a amostragem foi realizada apenas junto à superfície, na medida em que, nesses locais, a altura de escoamento encontrada foi sempre relativamente baixa.

Em qualquer dos casos, para estas amostragens foi utilizada uma sonda multi-paramétrica que permitiu a recolha de dados de profundidade, temperatura, oxigénio dissolvido, pH, condutividade e sólidos dissolvidos totais. Durante o ano civil de 1998 foram efectuadas um total de 18 campanhas de monitorização, em que cada uma das quais incluiu a totalidade dos oito locais atrás enumerados. Nos meses de Janeiro, Fevereiro, Abril, Agosto, Novembro e Dezembro realizou-se apenas uma campanha de amostragem, enquanto que nos restantes meses do ano de 1998 foram realizadas duas campanhas por mês.

Adicionalmente, e com uma frequência trimestral correspondente às diferentes estações do ano, foram recolhidas amostras – à superfície, meio e fundo nas albufeiras, e apenas à superfície no rio Mondego a jusante da barragem da Raiva – para obtenção de resultados

de clorofila-a, sólidos suspensos totais, nitratos, ortofosfatos, potencial redox e, apenas nas colheitas realizadas junto ao fundo das albufeiras, ferro e manganês.

As campanhas de monitorização continuaram a ser desenvolvidas durante todo o ano civil de 1999 mas, nesse ano, assumiram um formato algo diferente. Com efeito, para além dos oito locais de amostragem anteriormente referidos, foram adicionalmente considerados mais sete, todos localizados a montante da barragem da Aguieira. Esses sete locais de amostragem, que em seguida se enumeram de jusante para montante, encontram-se igualmente assinalados na Figura 6.4, anteriormente apresentada:

- na albufeira da Aguieira, junto à confluência dos rios Mondego e Dão (Ponte Mondego Dão);
- na albufeira da Aguieira, sensivelmente a meio do desenvolvimento no sentido longitudinal do ramo correspondente ao rio Mondego (Ponte de Pinheiro de Ázere);
- na albufeira da Aguieira, sensivelmente a meio do desenvolvimento no sentido longitudinal do ramo correspondente ao rio Dão (Ponte de Santa Comba Dão);
- na albufeira da Aguieira, sensivelmente no limite do regolho do ramo correspondente ao rio Mondego (Ponte Rui Sanches);
- no rio Criz, junto à povoação de São Jorge (Ponte de São Jorge);
- no rio Dão, junto à povoação de Ferreiros do Dão (Ferreiros do Dão);
- no rio Mondego, junto à povoação de Caldas da Felgueira (Caldas da Felgueira/Nelas).

Deste modo, durante o ano civil de 1999, cada uma das campanhas de monitorização efectuadas considerou um total de 15 locais de amostragem, tendo sido realizadas, com uma periodicidade mensal, um total de 11 campanhas (de Janeiro a Novembro de 1999). Adoptou-se a metodologia já seguida durante o ano de 1998, em que nas albufeiras a amostragem foi efectuada ao longo da totalidade da coluna de água, enquanto que nas linhas de água se procedeu à monitorização apenas junto à superfície. Continuou a ser utilizada a sonda multi-paramétrica e a serem monitorizados os descritores profundidade, temperatura, oxigénio dissolvido, pH, condutividade e sólidos dissolvidos totais.

Complementarmente, foram colocados termoregistradores à superfície e à cota das tomadas de água para o circuito hidráulico, nas albufeiras da Aguieira e da Raiva, junto às correspondentes barragens. Estes quatro aparelhos permitiram medir e registar a temperatura da água, desde Julho de 1998 a Novembro de 1999, de forma continuada, realizando medições de hora a hora.

O plano de amostragem desenvolvido permitiu recolher um importante conjunto de elementos, que se veio a revelar extremamente útil ao nível dos processos de calibração e verificação dos modelos, mas também no que se refere à caracterização das afluências ao sistema e às condições iniciais do mesmo, de acordo com o que será referido nas seguintes secções 6.3.4 a 6.3.6.

### **6.3.3 – Dados meteorológicos**

Em qualquer dos três modelos utilizados no estudo desenvolvido os dados meteorológicos são considerados, essencialmente, ao nível dos balanços de energia na interface ar-água, para determinação da temperatura da água, de acordo com o referido nas secções 2.3.2 e 2.3.3 do Capítulo 2. A temperatura é particularmente importante em estudos de modelação matemática da qualidade da água, na medida em que influencia todas as reacções químicas e biológicas que normalmente se processam no meio aquático, condicionando, de forma directa ou indirecta, todos os outros parâmetros descritores dessa qualidade.

Adicionalmente, a temperatura da água tem uma influência determinante sobre o seu peso específico, pelo que condiciona em larga medida a hidrodinâmica de uma massa de água, nomeadamente no caso de lagos e albufeiras profundos, de acordo com o referido na secção 2.3.4 do Capítulo 2.

Esses dados meteorológicos englobam parâmetros como a temperatura do ar, a temperatura do termómetro húmido ou temperatura do ponto de orvalho (consoante os casos), a humidade relativa, a nebulosidade, a velocidade e a direcção do vento. Referem-se em seguida as fontes que permitiram obter os diferentes tipos de dados meteorológicos:

- temperatura do ar – dados recolhidos na estação meteorológica de Coimbra do IM (Instituto de Meteorologia) e no termohigrógrafo instalado no aproveitamento da Aguieira pela CPPE/EDP (Companhia Portuguesa de Produção de Electricidade do Grupo Electricidade de Portugal);
- temperatura do termómetro húmido ou temperatura do ponto de orvalho – valores obtidos a partir dos dados de temperatura do ar e de humidade relativa;
- humidade relativa – dados recolhidos no termohigrógrafo instalado no aproveitamento da Aguieira pela CPPE/EDP;
- nebulosidade - dados recolhidos na estação meteorológica de Coimbra do IM;
- velocidade e direcção do vento - dados recolhidos na estação meteorológica de Coimbra do IM.

Os dados inerentes à estação meteorológica de Coimbra do IM foram obtidos através da consulta dos correspondentes anuários e a eles está associada uma discretização de seis em seis horas, ou seja quatro valores em cada dia para cada parâmetro. Relativamente aos dados recolhidos no termohigrógrafo instalado no aproveitamento da Aguieira, estes foram disponibilizados pela Direcção de Produção Hidráulica da CPPE/EDP, e corresponde-lhes a mesma discretização que no caso dos dados obtidos através do IM, no que se refere à humidade relativa; em relação à temperatura do ar, os dados disponibilizados reportam-se aos valores máximo e mínimo medidos em cada dia.

#### **6.3.4 – Condições iniciais**

Na utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água é sempre necessário definir as condições iniciais do sistema, considerando quer as suas características quantitativas e/ou geométricas, quer as inerentes à qualidade da massa de água.

No que se refere às características quantitativas, e considerando o caso da simulação da albufeira da Aguieira, estas correspondem, no essencial, à cota da superfície livre no início do período de simulação - que em função das relações de cotas *versus* áreas inundadas e de cotas *versus* volumes armazenados permite, apoiada na representação conceptual, definir a geometria inicial da massa de água - bem como à definição dos caudais afluentes e efluentes ao sistema nesse mesmo momento.

Considerando o trecho do rio Mondego simulado, as condições iniciais requeridas ao nível das características quantitativas dizem respeito, essencialmente, à definição dos caudais afluentes e efluentes ao sistema no início do período de simulação.

Em qualquer dos casos, albufeira da Aguieira ou rio Mondego, as condições iniciais do sistema, requeridas ao nível das características quantitativas, só poderão ser correctamente interpretadas e suportadas pelos modelos se anteriormente tiver sido definida a correspondente representação conceptual.

No que se refere às características de qualidade da água associadas às condições iniciais, e relativamente à albufeira da Aguieira, estas foram definidas em função dos elementos recolhidos na campanha de amostragem realizada em Janeiro de 1998, complementados

com dados disponíveis através do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) do INAG (Instituto da Água).

Qualquer dos dois modelos utilizados para simular a qualidade da água da albufeira da Aguieira possui a capacidade de se introduzirem os valores correspondentes às condições iniciais sob a forma de perfis (verticais no caso do WQRRS; verticais e/ou longitudinais no que se refere ao CE-QUAL-W2). Contudo, os resultados da referida campanha de amostragem demonstraram que faria sentido considerar a qualidade da massa de água como homogénea, assumindo-se portanto condições de mistura completa, o que está de acordo com o que seria de esperar, atendendo à época do ano escolhida para iniciar o período de simulação.

As condições iniciais inerentes à qualidade da água na fronteira de montante do trecho do rio Mondego submetido a simulação foram obtidas através dos resultados, quer dos exercícios de modelação da qualidade da água da albufeira da Aguieira, quer do programa de monitorização desenvolvido. Esta opção decorreu do objectivo que suportou a utilização do modelo QUAL2E, e que corresponde ao estudo comparativo dos potenciais efeitos sobre a qualidade da água do rio Mondego resultantes do lançamento, para jusante do aproveitamento da Aguieira-Raiva, de caudais captados a diferentes profundidades, de acordo com o anteriormente referido na secção 6.2.4.

Importa ainda referir que ao nível das condições iniciais, seja relativamente à albufeira ou ao rio, têm também que ser considerados os dados meteorológicos correspondentes ao início do período de simulação.

#### **6.3.5 – Afluências ao sistema**

À semelhança do referido na secção anterior relativamente às condições iniciais, também as afluências ao sistema têm de ser tratadas na dupla perspectiva das suas características quantitativas e qualitativas.

As afluências à albufeira da Aguieira foram consideradas ao nível dos três ramos em que se dividiu a massa de água, correspondentes aos braços dos rios Mondego, Dão e Criz, e dos dois tributários à mesma, inerentes às transferências a partir da albufeira de Fronhas e ao bombeamento de água da albufeira da Raiva através dos grupos reversíveis que equipam o aproveitamento da Aguieira.

A quantificação dessas aflúências ao longo do período de simulação foi efectuada através dos elementos disponibilizados pela Direcção de Produção Hidráulica da CPPE/EDP, de acordo com o referido na secção 5.4 do Capítulo 5 e apresentado nos quadros 5.1 a 5.4. Com base nesses elementos foi possível, através de um balanço de massas e conhecendo o volume armazenado na albufeira no início e no final de cada intervalo de tempo considerado, obter os valores de caudal correspondentes às aflúências naturais à albufeira da Aguieira. A repartição desses valores pelos três diferentes ramos em que se dividiu a massa de água foi efectuada de forma proporcional à área de drenagem correspondente a cada um deles, tomando como secção de referência a da barragem da Aguieira.

No que se refere à quantificação dos caudais envolvidos nos exercícios de simulação efectuados com o modelo QUAL2E, estes correspondem aos que são lançados para jusante e/ou descarregados a partir do aproveitamento da Aguieira-Raiva, de acordo com o objectivo que suportou a aplicação do referido modelo - estudo comparativo dos potenciais efeitos sobre a qualidade da água do rio Mondego resultantes do lançamento para jusante de caudais captados a diferentes profundidades.

Relativamente à caracterização da qualidade da água afluyente ao sistema, e considerando o caso da albufeira da Aguieira, os elementos necessários foram recolhidos nas campanhas de amostragem especificamente desenvolvidas para o presente estudo, complementados com dados disponíveis no SNIRH - correspondentes às estações de monitorização da qualidade da água de Nelas e de Ferreiros do Dão, localizadas nos rios Mondego e Dão, respectivamente (Figura 6.4) - bem como pelos dados recolhidos e disponibilizados pela LABELEC, do Grupo EDP, relativamente às albufeiras da Raiva e de Fronhas.

Nos estudos de simulação matemática da qualidade da água é relativamente comum a carência de dados e a consequente necessidade de se recorrer à estimativa dos elementos em falta. O estudo desenvolvido não constituiu uma excepção, na medida em que, pontualmente, se encontraram situações em que foi necessário proceder à estimativa de dados em falta, o que foi conseguido, sobretudo, através de valores disponíveis para outros locais ou outras aflúências ao sistema.

Adicionalmente, a própria representação funcional e computacional dos modelos utilizados para simular a qualidade da água da albufeira da Aguieira, determinou a necessidade de contornar algumas restrições, enumerando-se em seguida as que foram consideradas mais relevantes ao nível da caracterização das aflúências ao sistema:



- Verifica-se que os modelos simulam a biomassa algal e não a clorofila-a, pelo que foi necessário converter os segundos valores nos primeiros. A pesquisa bibliográfica efectuada (com destaque para NICHOLLS e DILLON, 1978), revelou que a clorofila-a representa entre 0.1% e 9.7% da biomassa algal. Assim, optou-se por, de forma conservativa, admitir que a clorofila-a representa cerca de 10% da biomassa algal, e proceder às necessárias conversões para obter os correspondentes valores.
- No que se refere ao fósforo, os modelos consideram que este nutriente está totalmente disponível sob a forma de ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ). Atendendo a que nalguns casos apenas estão disponíveis valores monitorizados sob a forma de fosfato ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), quando necessário assumiu-se a simplificação (que poderá ser algo grosseira) de que os valores de  $\text{P}_2\text{O}_5$  correspondem na sua totalidade a  $\text{PO}_4$ .
- Por outro lado, e neste caso apenas no que se refere ao modelo CE-QUAL-W2, a representação funcional e computacional não considera separadamente os nitratos ( $\text{NO}_3$ ) e os nitritos ( $\text{NO}_2$ ), tratando estes dois compostos do ciclo do azoto como o somatório ( $\text{NO}_x$ ) das duas formas, situação que, posteriormente, determinou algumas dificuldades ao nível da análise e interpretação dos resultados.

A caracterização da qualidade da água associada aos caudais utilizados nos exercícios de modelação desenvolvidos para o trecho do rio Mondego localizado a jusante do aproveitamento da Raiva, foi conseguida com relativa facilidade, em função das razões que em seguida se enumeram, e que decorrem dos objectivos que suportaram a realização das simulações efectuadas com o modelo QUAL2E:

- Apenas se procedeu à simulação de dois parâmetros descritores da qualidade da água – temperatura e oxigénio dissolvido.
- Os valores desses parâmetros foram obtidos, para os vários cenários considerados, através dos resultados das simulações desenvolvidas e do programa de amostragem realizado.
- Os valores correspondentes à situação natural ou prístina, considerando o cenário hipotético de não existência dos aproveitamentos da Aguireira e da Raiva, foram obtidos em função do cálculo da temperatura de equilíbrio e da concentração de saturação do oxigénio dissolvido para essa temperatura.

### **6.3.6 – Dados de calibração**

Foram três as origens dos dados que permitiram realizar a calibração e a verificação dos modelos utilizados no estudo desenvolvido, a saber:

- O plano de amostragem especificamente desenvolvido no âmbito da realização do presente estudo, de acordo com o referido na secção 6.3.2.
- Os resultados da monitorização regular que a LABELEC, do Grupo EDP, realiza na maioria das albufeiras correspondentes aos aproveitamentos cuja operação está sob a sua responsabilidade (GIL, 1997). No caso da albufeira da Aguieira, as amostragens são desenvolvidas com uma periodicidade trimestral, e a diferentes profundidades ao longo da coluna de água.
- Os resultados da monitorização regular efectuada pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDR Centro), os quais são disponibilizados através do SNIRH do INAG. No que se refere à albufeira da Aguieira esta monitorização é, normalmente, realizada com uma periodicidade mensal e, apenas, à superfície.

Este conjunto de elementos permitiu desenvolver as acções de calibração e de verificação dos modelos utilizados, possibilitando a aferição dos resultados das simulações efectuadas e, simultaneamente, garantindo fiabilidade relativamente às ilações que foi possível extrair das análises desenvolvidas.

## **6.4 – PROCESSO DE CALIBRAÇÃO DOS MODELOS**

### **6.4.1 – Introdução**

Numa interpretação simples, o processo de calibração pode ser definido como a aferição dos coeficientes de um dado modelo de forma a ajustar os seus resultados a um conjunto de dados de amostragem. Por outro lado, a verificação ou validação corresponde ao processo em que o modelo, após a sua calibração e sem alteração dos coeficientes entretanto ajustados, é testado através de um outro conjunto de dados, para avaliar sobre a sua capacidade em reproduzir os resultados de amostragem obtidos no sistema submetido a simulação, numa situação diferente da que foi utilizada durante a calibração.

Alguns autores (*e. g.* COLE e WELLS, 2002) defendem que a separação dos processos de calibração e verificação de modelos é algo artificial, preferindo realizar a calibração do modelo para cada um dos conjuntos de dados disponíveis e desenvolvendo o processo de simulação de forma continuada, tentando que o modelo reproduza os resultados das amostragens, e as tendências existentes nas mesmas, ao longo do tempo.

Qualquer das duas abordagens é defensável, existindo argumentos a favor e contra cada uma delas. No entanto, para o caso de estudo em análise, entendeu-se que seria mais eficaz utilizar a primeira, ou seja proceder à calibração dos modelos e, posteriormente, à sua verificação ou validação.

Esta decisão foi suportada pelo facto de se ter verificado que, no ano de 1998, 16.7% da afluência total à albufeira da Aguieira correspondeu ao bombeamento a partir do contra-embalse da Raiva, enquanto que no ano de 1999 esse valor foi de 75.6% (Quadro 5.5 do Capítulo 5). Atendendo a que no período de 1984 a 1999 o referido bombeamento contribuiu, em termos médios anuais, com 25.2% para as afluências totais à albufeira da Aguieira, conclui-se que no que se refere aos dois anos considerados se está perante dois cenários bastante diferentes ao nível da importância quantitativa dessa contribuição, situação que se configura como particularmente favorável, pelo menos potencialmente, face ao principal objectivo do trabalho de investigação desenvolvido.

Assim, entendeu-se que calibrar os modelos para o cenário correspondente ao ano de 1998 e proceder à sua verificação para o ano de 1999, configuraria uma estratégia que, sendo bem sucedida, permitiria ganhar fiabilidade relativamente às ilações a extrair face aos resultados obtidos e, simultaneamente, potencializaria a criação de ferramentas de engenharia com capacidade para contribuir para uma adequada gestão da qualidade da água, em função dos seus diferentes usos e de vários cenários de exploração.

Por outro lado, entendeu-se também que proceder, na presente secção, à descrição completa dos processos de calibração e verificação dos diferentes modelos utilizados não seria a melhor opção. A razão que suportou essa decisão prende-se com o facto de esses processos terem sido bastante morosos, nomeadamente no que se refere aos modelos de simulação matemática da qualidade da água utilizados para a albufeira da Aguieira, e sobretudo no caso do CE-QUAL-W2. Adicionalmente, poder-se-ia também considerar essa opção algo repetitiva, face à metodologia seleccionada para apresentação dos resultados obtidos, de acordo com o que poderá ser verificado em secções seguintes do presente Capítulo.

Apesar disso, entendeu-se que na presente secção 6.4 faria sentido referir, ainda que de forma resumida, o essencial dos processos de calibração e verificação dos diferentes modelos utilizados.

#### 6.4.2 – Albufeira da Aguieira – Modelo WQRRS

A sequência de calibração da maioria dos modelos de simulação matemática da qualidade da água de albufeiras passa, normalmente e em primeiro lugar, por aferir o balanço de volumes no sistema. Esse processo é efectuado através da comparação, quer das curvas características - real e produzida pelo modelo - de cotas *versus* volumes armazenados, quer da evolução da cota da superfície livre – medida e calculada pelo modelo – ao longo do período de simulação.

Em seguida, procede-se normalmente à calibração da temperatura da água e da hidrodinâmica do sistema. Para o caso de estudo seleccionado, e considerando a utilização do modelo WQRRS, esse processo de calibração passou, no essencial, pelas seguintes fases:

- Selecção do método de Debler-Craya para a determinação do campo de correntes criado pela extracção de água.
- Selecção do método da estabilidade para o cálculo dos coeficientes de difusão efectiva, uma vez que a albufeira da Aguieira se pode considerar profunda e bem estratificada, o qual se baseia no pressuposto de que a mistura na massa de água será mínima quando o gradiente de densidade ou a estabilidade da coluna de água forem máximas. Associado à selecção deste método está a definição dos valores de estabilidade mínima e estabilidade crítica da coluna de água, bem como das constantes empíricas referidas nas equações 4.23 e 4.24, apresentadas na secção 4.3.2.2 do Capítulo 4. Estes valores são particularmente importantes ao nível da calibração do modelo, na medida em que condicionam o cálculo dos coeficientes de difusão efectiva e, conseqüentemente, a ocorrência de gradientes mais ou menos acentuados, assim como a maior ou menor facilidade com que se forma a termoclina ou ocorre o processo de destratificação da massa de água.
- Selecção do método do balanço de energia para o cálculo das trocas de calor ao nível da interface ar-água. Este método foi considerado o mais indicado para o caso de estudo em análise, na medida em que é recomendada a sua utilização para situações em que a profundidade média a que é visível o Disco de Secchi é superior à espessura de cada camada. Na albufeira da Aguieira, durante o período em que foi desenvolvido o trabalho de campo, a profundidade média a que foi visível o Disco de Secchi foi da ordem dos 2,5 m, enquanto que a espessura seleccionada para cada camada foi de 1,0 m.
- Selecção dos valores dos coeficientes de evaporação, referenciados na equação 4.32 apresentada na secção 4.3.3.2 do Capítulo 4, os quais assumem uma

importância particular ao nível dos valores da temperatura da água calculados pelo modelo, nomeadamente no que se refere às camadas mais superficiais da albufeira.

A fase seguinte do processo de calibração corresponde à aferição dos valores das concentrações dos parâmetros descritores da qualidade da água, sendo normalmente desenvolvida de forma iterativa, em que os resultados obtidos em cada simulação são sucessivamente comparados com os dados de amostragem disponíveis. Nesta fase, assumem particular importância os diferentes coeficientes do modelo, associados aos parâmetros de qualidade da água submetidos a simulação.

No caso de estudo em análise, os coeficientes que se revelaram mais importantes, ao nível da aferição das concentrações dos parâmetros descritores da qualidade da água, são em seguida enumerados:

- taxa de deposição de sólidos suspensos totais em função da temperatura da água;
- limites óptimos de temperatura para o crescimento e desenvolvimento do fitoplankton;
- taxas de decaimento da carência bioquímica de oxigénio, azoto amoniacal, nitritos e detritos;
- taxas de consumo de oxigénio dissolvido, em função do decaimento dos compostos referidos no parágrafo anterior;
- taxas de deposição de algas e de detritos.

#### **6.4.3 – Albufeira da Aguieira – Modelo CE-QUAL-W2**

A sequência do processo de calibração considerada na aplicação do modelo CE-QUAL-W2 à albufeira da Aguieira foi muito semelhante à utilizada no caso do modelo WQRRS, diferenciando-se apenas em função da especificidade associada a cada um dos modelos.

Assim, esse processo iniciou-se através da aferição do balanço de volumes no sistema, seguindo-se a fase de calibração da temperatura da massa de água e da sua hidrodinâmica, e concluiu-se com a calibração inerente aos parâmetros descritores da qualidade da água.

A aferição do balanço de volumes foi efectuada através de ajustes ao nível da grelha computacional que define a batimetria da massa de água submetida a simulação, de acordo com o referido na secção 6.2.3 do presente Capítulo, correspondente à representação conceptual que suporta a aplicação do modelo CE-QUAL-W2 à albufeira da Aguieira.

A calibração da temperatura da massa de água e da sua hidrodinâmica foi desenvolvida através do ajuste de diferentes coeficientes, de entre os quais se destacam os que em seguida se referem:

- A aferição dos valores do coeficiente de atrito no fundo foi fundamental para a calibração da hidrodinâmica da massa de água que, por sua vez, teve importantes reflexos quer no que se refere aos valores da temperatura da água, quer ao nível da concentração dos parâmetros descritores da sua qualidade.
- Ainda relativamente à calibração da hidrodinâmica da massa de água foi importante a aferição dos coeficientes que afectam o intervalo de cálculo ("time-step"), de forma a controlar a estabilidade numérica do modelo. Na mesma perspectiva, a aferição dos coeficientes que afectam a advecção vertical, a dispersão de quantidade de movimento segundo o eixo longitudinal (viscosidade longitudinal de Eddy) e a dispersão de energia e dos diferentes constituintes segundo o mesmo eixo (difusividade longitudinal de Eddy), foram igualmente importantes na calibração da hidrodinâmica do sistema.
- As trocas de energia na interface ar-água foram calculadas através do método que utiliza o conceito da temperatura de equilíbrio, que permite a consideração de um maior e mais específico número de coeficientes de troca de calor, por comparação com o método do balanço de energia e considerando a formulação específica do modelo em análise. De entre estes coeficientes assumiu particular importância aquele que permite controlar a quantidade de radiação solar absorvida nas camadas superficiais da massa de água.
- Para a calibração da temperatura da massa de água, nomeadamente no que se refere às camadas mais profundas da mesma, a aferição do coeficiente de trocas de calor ao nível da interface água-sedimento e da própria temperatura dos sedimentos revelou-se importante.
- Também para a calibração da temperatura da água revelou-se importante a aferição do coeficiente de atenuação do vento ("wind sheltering coefficient"), que possibilita tomar em consideração diferenças de exposição ao vento, entre a estação meteorológica onde se recolheram os correspondentes dados e a localização da albufeira.

A calibração dos parâmetros descritores da qualidade da água, à semelhança quer do processo seguido no caso do modelo WQRRS quer do que é comum utilizar na calibração da maioria dos modelos matemáticos de simulação dessa qualidade, foi efectuada através da aferição dos coeficientes associados a esses parâmetros. De entre esses coeficientes,

aqueles que se revelaram mais importantes ao nível do processo de calibração desenvolvido são em seguida enumerados:

- taxa de deposição de sólidos suspensos totais;
- taxa de carência de oxigénio a partir dos sedimentos;
- taxas de decaimento do azoto amoniacal, da matéria orgânica dissolvida, da matéria orgânica particulada e da carência bioquímica de oxigénio;
- taxa de deposição da matéria orgânica particulada;
- taxas de crescimento, respiração, excreção, mortalidade e deposição para as algas;
- intervalo óptimo, limite máximo e limite mínimo de temperatura para o crescimento dos vários grupos de algas e correspondente fracção da taxa máxima de crescimento para cada uma das referidas temperaturas.

Finalmente, importa referir que no processo de calibração de qualquer dos dois modelos aplicados à albufeira da Aguieira, no âmbito do caso de estudo em análise, se sentiu a necessidade de ser possível modificar os valores dos coeficientes dos modelos ao longo do período de simulação, nomeadamente em função da época do ano. Contudo, esta necessidade só pode ser concretizada por via indirecta, em função da temperatura da água, e apenas para os coeficientes que dependem da referida temperatura, através da correcção dos correspondentes valores com base numa formulação de Arrhenius, de acordo com o aduzido na equação 4.67 apresentada no Capítulo 4. Desta situação resultaram dificuldades acrescidas ao nível da calibração dos referidos modelos, determinadas pela impossibilidade de ajuste dos respectivos coeficientes em função da época do ano (*e. g.* coeficientes de evaporação, profundidade a que é visível o disco de Secchi e carência de oxigénio ao nível dos sedimentos).

#### **6.4.4 – Rio Mondego – Modelo QUAL2E**

O modelo QUAL2E foi aplicado a um trecho do rio Mondego com um desenvolvimento de 53 km, para jusante da barragem da Raiva, com o objectivo de realizar o estudo comparativo dos potenciais efeitos sobre a qualidade da água do rio resultantes do lançamento, para jusante do aproveitamento da Aguieira-Raiva, de caudais captados a diferentes profundidades.

Estabelecendo a comparação entre o processo de calibração dos dois modelos de simulação matemática da qualidade da água aplicados à albufeira da Aguieira e o mesmo

processo no que se refere ao modelo QUAL2E, verificou-se que este último foi bastante mais fácil e menos moroso de conduzir.

Com efeito, o processo de calibração do modelo QUAL2E incidiu essencialmente sobre as suas características hidráulicas, de forma a obter velocidades de escoamento entre  $0.5 \text{ m.s}^{-1}$  e  $1.0 \text{ m.s}^{-1}$ , consoante as características de cada um dos troços considerados, bem como, e sobretudo, valores da ordem dos  $10 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$  para o coeficiente de dispersão longitudinal.

Estes valores foram escolhidos em função da experiência recolhida em anteriores aplicações do modelo (e. g. COELHO, 1993; COELHO e RODRIGUES, 1997; INAG, 2001) e, também, em resultado da consulta de diversa bibliografia (e. g. EPA, 1985), tendo-se verificado que os referidos valores são, normalmente e para cursos de água com características idênticas aos troços do rio Mondego submetidos a simulação, indicadores de uma calibração hidráulica consistente.

Esse processo de calibração foi efectuado actuando sobre parâmetros como o coeficiente de rugosidade da equação de Manning-Strickler e a constante de dispersão da equação 4.9, apresentada na secção 4.2.4 do Capítulo 4, que permite calcular o coeficiente de dispersão longitudinal.

No que se refere aos parâmetros descritores da qualidade da água, e considerando a utilização do modelo QUAL2E, não foi efectuada qualquer calibração, situação que se explica em função do seguinte:

- por um lado, o objectivo que suportou a aplicação do modelo e a correspondente perspectiva de análise, essencialmente comparativa;
- por outro, o facto de se ter obtido, logo de início e após a calibração das características hidráulicas do modelo, um bom ajustamento entre os seus resultados e os dados das medições efectuadas, como se poderá verificar em secções posteriores do presente Capítulo.

## **6.5 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS – ALBUFEIRA DA AGUIEIRA**

### **6.5.1 – Introdução**

Na presente secção (6.5) serão apresentados e analisados os resultados da aplicação dos modelos WQRRS e CE-QUAL-W2 à albufeira da Aguieira, adiante designados, com



frequência e respectivamente, apenas por WQ e W2. Simultaneamente, será estabelecida a comparação desses resultados com os dados de amostragem disponíveis. Esse processo será conduzido, no essencial, através do recurso a gráficos, para possibilitar a apresentação de um importante volume de informação de forma relativamente simples, facilitando também a análise e interpretação da mesma.

Assim, serão sequencialmente apresentados e analisados os resultados obtidos para os diferentes parâmetros submetidos a simulação, ao longo de diferentes subsecções que constituem a presente secção 6.5, a saber: balanço de volumes, temperatura, oxigénio dissolvido (OD), pH, carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias (CBO<sub>5</sub>), sólidos suspensos totais (SST), azoto amoniacal (NH<sub>4</sub>), nitritos (NO<sub>2</sub>), nitratos (NO<sub>3</sub>) e ortofosfatos (PO<sub>4</sub>).

No entanto, é importante salientar que será dado um particular destaque aos resultados inerentes à temperatura e ao oxigénio dissolvido. Esta opção está de acordo com a estratégia adoptada de, pela sua importância, colocar um particular ênfase nos resultados correspondentes aos referidos parâmetros, e em consonância com o anteriormente assumido por diversas vezes ao longo do presente trabalho. Com efeito, desde o início do desenvolvimento do estudo, que se assumiu que a análise de outros parâmetros descritores da qualidade da água seria realizada, essencialmente, na perspectiva de considerar e avaliar os seus potenciais efeitos sobre a concentração de oxigénio dissolvido.

Para cada um dos parâmetros, os resultados da aplicação dos modelos WQRRS e CE-QUAL-W2 serão, sempre que possível, apresentados em simultâneo, de forma a tornar essa apresentação menos extensa e, sobretudo, para permitir também a comparação entre os conjuntos de valores obtidos através dos dois modelos. Para além disso, e igualmente para cada um dos parâmetros, os resultados obtidos serão apresentados sequencialmente ao longo dos dois anos simulados, respeitando a estratégia referida na secção 6.4.1 de proceder à calibração dos modelos face aos elementos recolhidos no ano de 1998 e à sua verificação em função dos dados inerentes ao ano de 1999.

A apresentação dos resultados dos modelos será condicionada pelas possibilidades de discretização espacial inerentes aos mesmos - apenas segundo a direcção vertical no caso do WQRRS e segundo as direcções vertical e longitudinal no caso do CE-QUAL-W2. Deste modo, os resultados do modelo WQRRS serão apresentados apenas sob a forma de perfis verticais, representativos da globalidade da massa de água, enquanto que no que se refere aos resultados do modelo CE-QUAL-W2 existe uma maior versatilidade ao nível da

apresentação de resultados, em função da possibilidade de cruzamento de informação referente a duas direcções diferentes (vertical e longitudinal).

Assim, no que se refere aos resultados do modelo bidimensional estes serão apresentados, essencialmente, através dos seguintes tipos de gráficos:

- Perfis verticais – No que se refere ao ano de 1998 apenas no segmento mais próximo da barragem, na medida em que é o único para o qual se dispõe de dados de amostragem que permitam estabelecer as necessárias comparações. Relativamente ao ano de 1999, e para além do segmento mais próximo da barragem, serão igualmente apresentados resultados para outros locais localizados mais a montante na albufeira da Aguieira.
- Perfis longitudinais – Quando se justificar, serão igualmente apresentados gráficos que permitem visualizar, para a totalidade de cada um dos ramos em que se dividiu a massa de água e para uma determinada data, a distribuição dos valores da temperatura ou da concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água. Adicionalmente, também serão apresentados perfis longitudinais correspondentes à evolução temporal de um determinado parâmetro, considerando uma célula ou um segmento da grelha batimétrica.

Entendeu-se que a qualidade do ajustamento entre os resultados dos modelos e os dados de amostragem não deveria ser efectuada de forma exclusivamente qualitativa, ou seja, unicamente baseada na análise dos gráficos onde se apresentam esses resultados. Assim, optou-se por utilizar, de forma sistemática e sempre que o conjunto dos resultados dos modelos e dos dados de amostragem permitissem obter alguma representatividade, duas estatísticas simples, mas que possuem a capacidade de completar a análise qualitativa com elementos quantitativos e melhorar a fiabilidade das ilações a extrair relativamente à qualidade dos ajustamentos obtidos.

As duas estatísticas seleccionadas para proporcionar a referida componente quantitativa à análise desenvolvida foram a média do erro absoluto (“absolute mean error” – adiante designada por AME) e a raiz quadrada da média do quadrado dos erros (“root mean squared error” – adiante designada por RMS). As expressões que permitem calcular essas duas estatísticas são em seguida apresentadas:

$$AME = \sum_{i=1}^n \frac{|O_i - C_i|}{n} \quad (6.1)$$

$$\text{RMS} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - C_i)^2}{n}} \quad (6.2)$$

em que:

$O_i$  = valores observados;

$C_i$  = valores calculados;

$n$  = número de observações.

O AME corresponde à média do valor absoluto da diferença entre os valores medidos e os simulados, funcionando como uma medida global da estimativa do erro associado a cada conjunto de resultados. O RMS é definido como a raiz quadrada da média do quadrado das diferenças entre os valores medidos e os simulados, podendo ser considerado como o desvio padrão do erro verificado. Em qualquer dos casos, as duas estatísticas seleccionadas possuem as unidades do parâmetro em análise, e menores valores das mesmas indicam um melhor ajustamento. No entanto, deve referir-se que nenhuma dessas estatísticas possibilita uma medição exacta da qualidade do ajustamento obtido mas, por outro lado, proporcionam uma quantificação desse ajustamento, permitindo melhorar a fiabilidade das ilações a extrair, de acordo com o anteriormente referido.

### 6.5.2 – Balanço de volumes

Em sintonia com o referenciado na secção 6.4, a sequência de aplicação e de calibração dos modelos matemáticos de simulação da qualidade da água de albufeiras passa, normalmente e em primeiro lugar, pela aferição do balanço hidrológico no sistema, estabelecendo-se a comparação entre os resultados dos modelos e as medições efectuadas na albufeira, quando estas estão disponíveis.

Com efeito, é essencial que a representação conceptual adoptada para o sistema permita que os modelos reproduzam correctamente as variações de volume de água armazenada na albufeira ao longo do período de simulação, traduzidas pelas flutuações da cota da superfície livre e função das entradas e saídas de água, de forma a que seja possível definir uma base de trabalho sólida, para suportar a posterior simulação dos diferentes parâmetros descritores da qualidade da água.

As medições efectuadas na massa de água resumem-se, na maior parte dos casos, ao registo da cota da superfície livre. Contudo, através desses registos e das curvas características definidas para a albufeira, que relacionam a cota da superfície livre com o volume armazenado e com a área inundada, é possível obter um conjunto de valores que, comparados com os correspondentes resultados do modelo, permitem proceder à aferição do referido balanço hidrológico para a massa de água em análise e ao longo do período de simulação considerado.

Assim, é em seguida apresentado um conjunto de gráficos (figuras 6.5 a 6.9) que permitem estabelecer a comparação dos resultados dos dois modelos utilizados com os registos disponíveis para a albufeira da Aguieira. Essa comparação é estabelecida considerando, sequencialmente, as curvas características de cotas da superfície livre *versus* áreas inundadas e *versus* volumes armazenados, bem como a evolução, ao longo do período de tempo submetido a simulação (anos civis de 1998 e 1999), dos valores da cota da superfície livre, da área inundada e do volume armazenado.

Na Figura 6.5, são apresentadas as curvas características da cota da superfície livre *versus* área inundada, relativamente à albufeira da Aguieira. São consideradas três diferentes curvas: a primeira, corresponde à curva característica real definida para a albufeira; as outras duas são inerentes às curvas características obtidas através dos dados fornecidos por cada um dos modelos utilizados, em função das correspondentes representações conceptuais adoptadas.

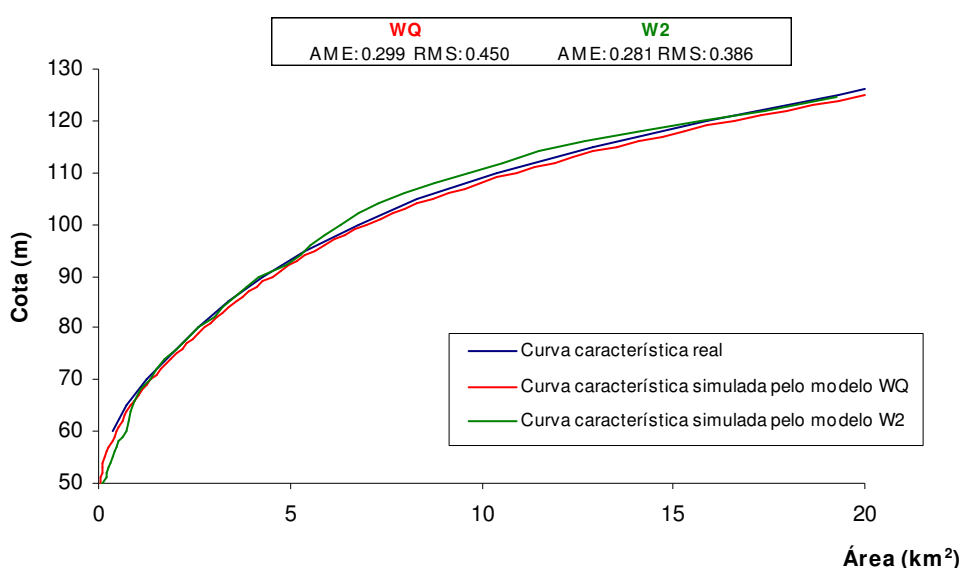


Figura 6.5 - Curvas características de cota *versus* área inundada

A Figura 6.6 é semelhante à anterior, com a diferença de ser referente às curvas características de cota da superfície livre *versus* volume armazenado.

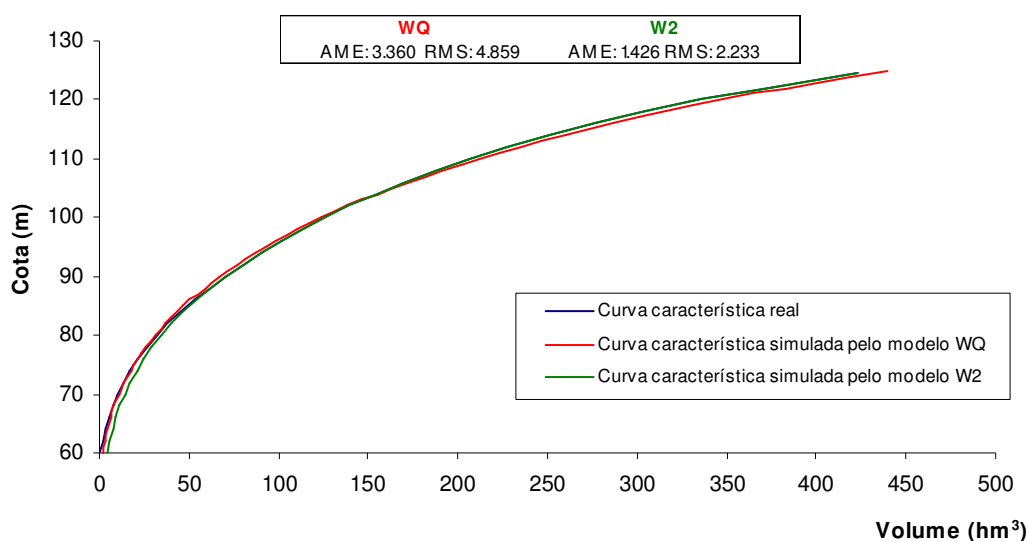


Figura 6.6 - Curvas características de cota *versus* volume armazenado

As figuras 6.7 a 6.9 reportam-se à evolução, durante o período de simulação considerado, do nível hidrométrico na albufeira, da área inundada e do volume armazenado, respectivamente. O nível hidrométrico medido corresponde à cota da superfície livre registada na massa de água, enquanto que os níveis simulados reportam-se aos resultados obtidos com cada um dos modelos de simulação utilizados. Os valores reais das áreas inundadas e dos volumes armazenados foram obtidos a partir das correspondentes curvas características definidas para a albufeira da Aguieira, bem como em função dos valores do nível hidrométrico medido. Por outro lado, os mesmos valores (áreas inundadas e volumes armazenados) inerentes aos modelos de simulação utilizados, foram conseguidos através dos resultados correspondentes à evolução temporal da cota da superfície livre e das curvas características produzidas por cada um dos modelos – WQ e W2.

A observação das figuras 6.5 e 6.6, permite concluir que a representação conceptual definida para cada um dos modelos tem capacidade para reproduzir correctamente as curvas características de cota da superfície livre *versus* área inundada e *versus* volume armazenado.

Adicionalmente, a análise dos resultados apresentados nas figuras 6.7 a 6.9, permite concluir que ambos os modelos utilizados possuem também a capacidade de reproduzir correctamente, ao longo do período simulação considerado, quer a evolução dos valores da

cota da superfície livre, quer os correspondentes às áreas inundadas e aos volumes armazenados.

Entende-se que as referidas capacidades são função, por um lado, da robustez inerente a qualquer um dos modelos e, por outro lado, resultam do cuidado colocado ao nível da representação conceptual adoptada para descrever o sistema, por qualquer um dos modelos de simulação utilizados.

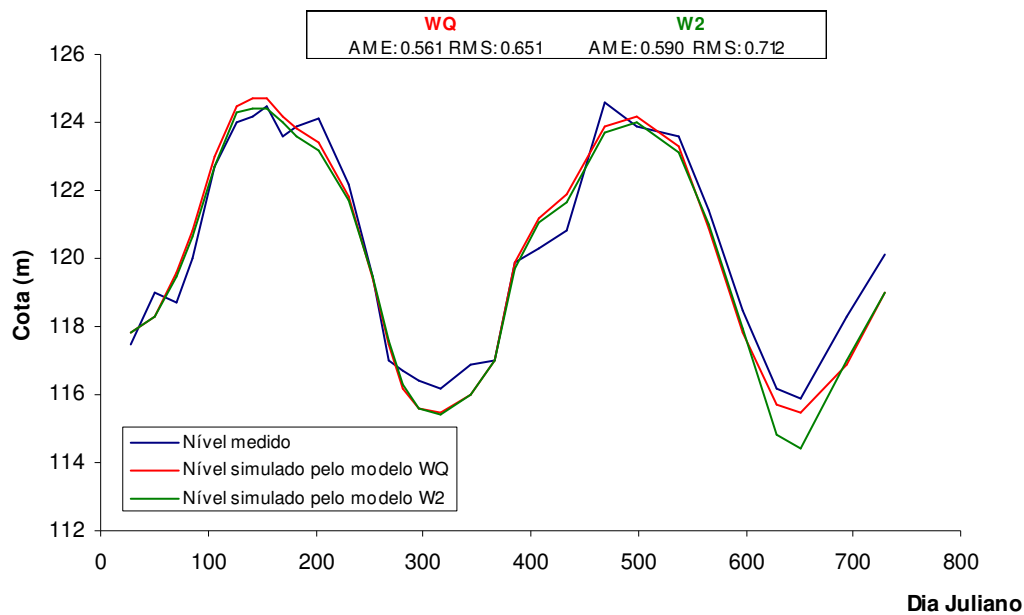


Figura 6.7 - Evolução temporal do nível hidrométrico medido e simulado

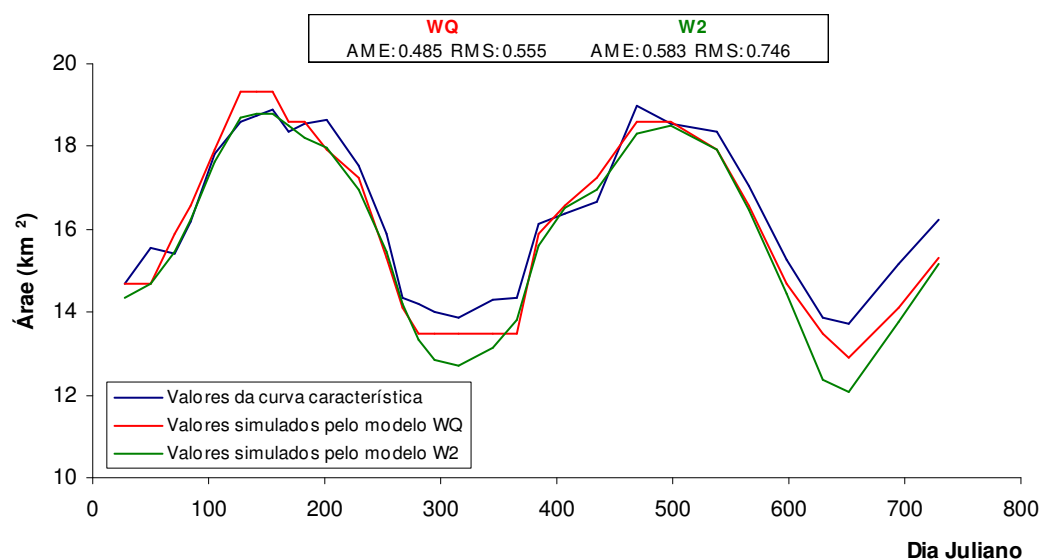


Figura 6.8 - Evolução temporal das áreas inundadas

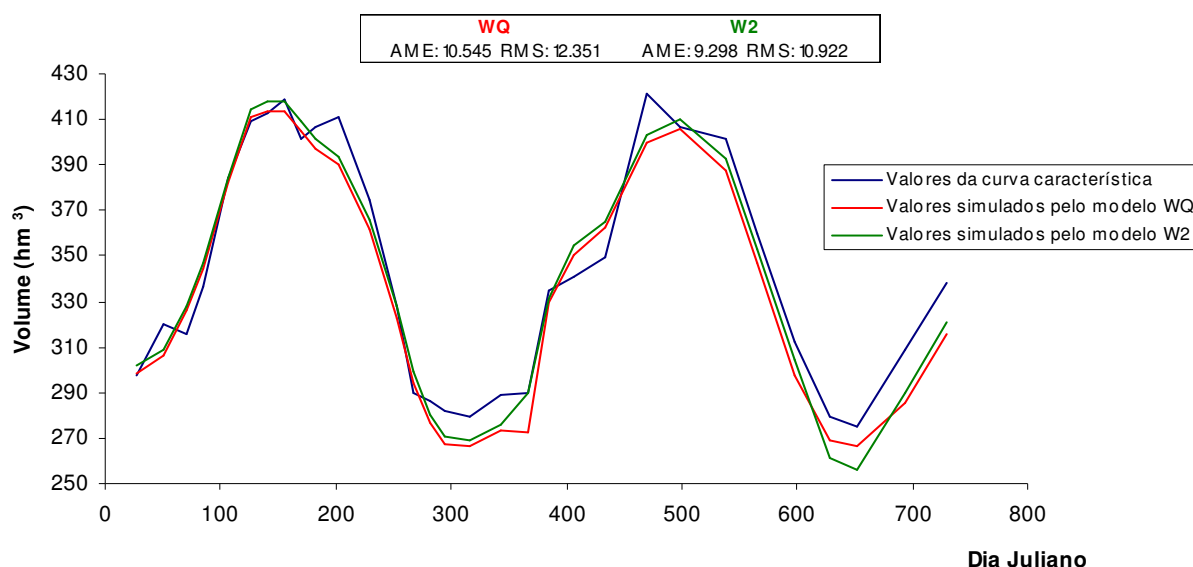


Figura 6.9 - Evolução temporal dos volumes armazenados

Contudo, e apesar do referido nos dois últimos parágrafos, a análise dos gráficos apresentados nas figuras 6.7 a 6.9 também permite verificar que, nalguns períodos, se registou um certo afastamento entre os valores medidos e os simulados. Esse afastamento poderá ser justificado, no essencial, pelo facto de se estar a utilizar uma forma discreta, inerente às representações conceptuais adoptadas, para descrever um meio contínuo, correspondente à albufeira da Aguieira. Para além disso, também eventuais erros de medição do nível hidrométrico na massa de água poderão contribuir para o referido afastamento, embora, seguramente, em menor escala.

Estabelecendo a comparação entre os resultados obtidos com cada um dos modelos, verifica-se que não existem diferenças significativas a registar. Com efeito, os valores das estatísticas consideradas (AME e RMS) não evidenciaram, para cada caso, diferenças significativas ao nível do ajustamento dos resultados de cada um dos modelos aos dados reais. A este respeito, importa recordar que os valores dessas estatísticas possuem as unidades de cada parâmetro em análise, pelo que a avaliação dos valores obtidos só pode ser efectuada caso a caso, ou seja, de forma relativa.

Atendendo à relativa facilidade com que é possível alterar a grelha batimétrica que suporta a representação conceptual do sistema, no que se refere à utilização do modelo CE-QUAL-W2, realizaram-se vários ensaios no sentido de aumentar a resolução da referida grelha, de forma a tentar melhorar ainda mais a capacidade do modelo em descrever o comportamento hidrológico do sistema. Contudo, nenhum desses ensaios permitiu obter

melhorias sensíveis, pelo que se optou por manter a representação conceptual referenciada na secção 6.2.3, nomeadamente ao nível da Figura 6.1 e do Quadro 6.1.

Deste modo, concluiu-se que qualquer dos modelos permitiu alcançar os objectivos pretendidos, no que se refere à correcta representação do balanço hidrológico no sistema, constituindo o necessário suporte para o subsequente desenvolvimento do processo de simulação dos diferentes parâmetros descritores da qualidade da água na albufeira da Aguieira.

### **6.5.3 - Temperatura**

#### **6.5.3.1 – Introdução**

De acordo com o já referido por diversas vezes ao longo do presente trabalho, a temperatura das massas de água é um parâmetro que influencia todas as reacções químicas e biológicas que normalmente se processam no meio aquático, condicionando, de forma directa ou indirecta, todos os outros parâmetros descritores da qualidade da água. Adicionalmente, e tratando-se de massas de água lânticas como as albufeiras, a temperatura constitui, também, um factor que influencia o seu comportamento hidrodinâmico (secções 2.3.4 e 2.3.5).

Assim, a análise do regime térmico do sistema a modelar é particularmente importante, na medida em que esse regime condiciona, em larga medida, as respostas do sistema às potenciais pressões a que se encontra sujeito. Esta situação determinou que tivesse sido dada particular atenção à aferição e calibração dos modelos utilizados, no que se refere à simulação do comportamento térmico da albufeira da Aguieira.

Os resultados obtidos serão apresentados ao longo de várias subsecções da presente secção 6.5.3, essencialmente sob a forma de diferentes tipos de gráficos, com destaque para os que em seguida se enumeram:

- Perfis verticais. Neste tipo de gráficos são apresentados, simultaneamente, os resultados dos modelos WQ e W2. No que se refere aos resultados do modelo WQ, os correspondentes perfis verticais são representativos da totalidade da massa de água, atendendo ao facto do modelo ser unidimensional (lateralmente e longitudinalmente homogéneo). Relativamente ao modelo W2, e sendo este bidimensional (lateralmente homogéneo), seleccionaram-se os resultados inerentes



ao segmento mais próximo da secção da barragem da Aguieira para incluir neste tipo de gráficos. São também incluídos os valores de amostragem disponíveis, quer os obtidos através do trabalho de campo especificamente desenvolvido no âmbito do presente estudo, quer os recolhidos por diferentes entidades (secção 6.3.6). Assim, através destes gráficos será possível, por um lado, comparar os resultados dos modelos com os valores de amostragem e, por outro, estabelecer também a comparação entre os resultados fornecidos pelos dois modelos utilizados. Para facilitar essas comparações, serão apresentados os valores das duas estatísticas anteriormente referidas (AME e RMS), calculadas considerando os resultados dos dois modelos e os valores obtidos com a sonda multi-paramétrica. Nos casos em que é apresentada uma segunda linha de valores das citadas estatísticas, estes foram calculados considerando também os resultados de cada um dos modelos e os valores obtidos através das amostragens desenvolvidas pela LABELEC do Grupo EDP. Adicionalmente, no que se refere aos resultados da simulação desenvolvida para o ano civil de 1999 e tirando partido da bidimensionalidade do modelo W2, são igualmente apresentados perfis verticais em que são considerados os resultados desse modelo e os valores obtidos através das campanhas de amostragem, noutros segmentos do sistema, nomeadamente os inerentes às secções de Ponte Mondego Dão, Ponte de Pinheiro de Ázere e Ponte de Santa Comba Dão, cuja localização foi anteriormente referenciada na Figura 6.4.

- Perfis longitudinais. Neste tipo de gráficos não será estabelecida qualquer comparação entre os dados de amostragem e os resultados do modelo. Estes gráficos serão construídos, exclusivamente, a partir dos resultados obtidos com o modelo W2 e corresponderão aos valores da temperatura da água para a globalidade de um determinado ramo da massa de água, numa determinada data; ou à evolução temporal dos valores da temperatura da água, calculados para uma dada célula ou para um determinado segmento da grelha batimétrica que suporta o funcionamento do modelo em análise.
- Séries temporais. Neste tipo de gráficos será estabelecida a comparação entre os resultados do modelo W2 e os valores da temperatura da água, obtidos através dos termoregistadores colocados à superfície e à cota da tomada de água para o circuito hidráulico, na albufeira da Aguieira, junto à correspondente barragem.

### 6.5.3.2 – Perfis verticais

Nas figuras 6.10 a 6.27, e respeitando o referido na secção anterior, são apresentados os perfis verticais dos dados de amostragem disponíveis para o ano de 1998, sendo estabelecida a comparação dos mesmos com os resultados obtidos através da aplicação dos modelos WQ e W2 à albufeira da Aguieira, para esse ano.

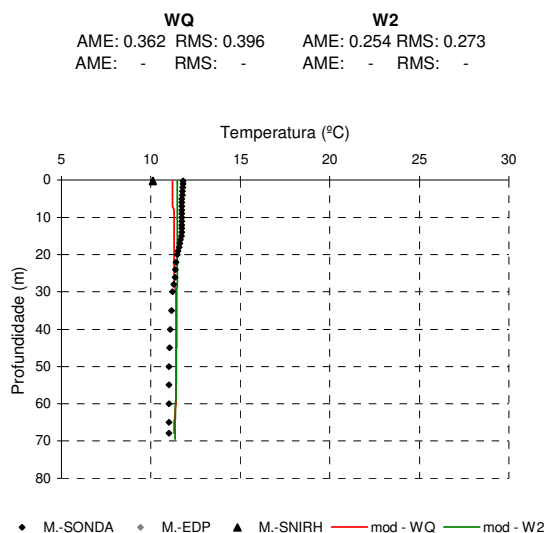


Figura 6.10 - Perfil de temp. 27/01/1998

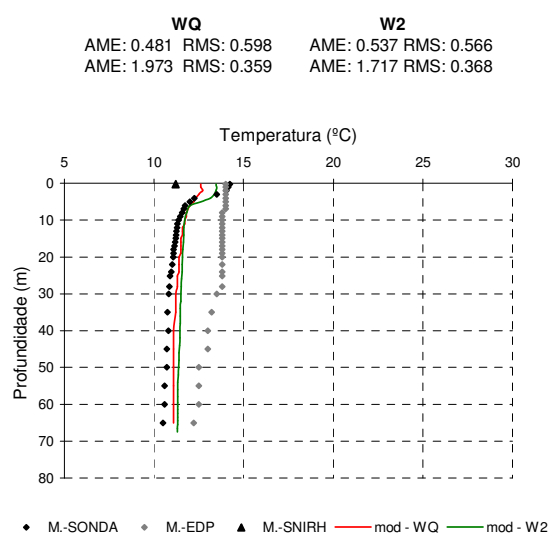


Figura 6.11 - Perfil de temp. 19/02/1998

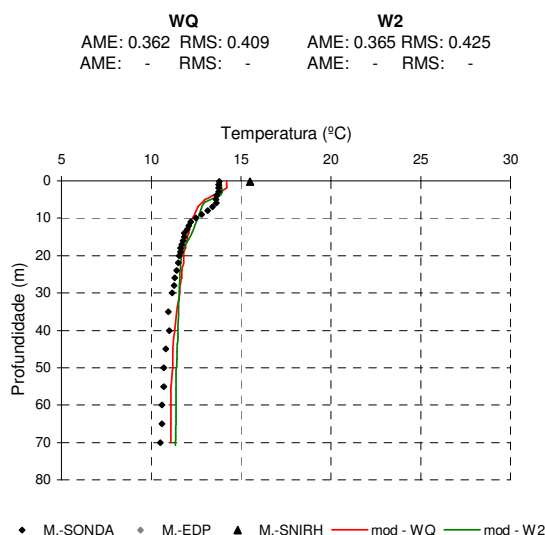


Figura 6.12 - Perfil de temp. 12/03/1998

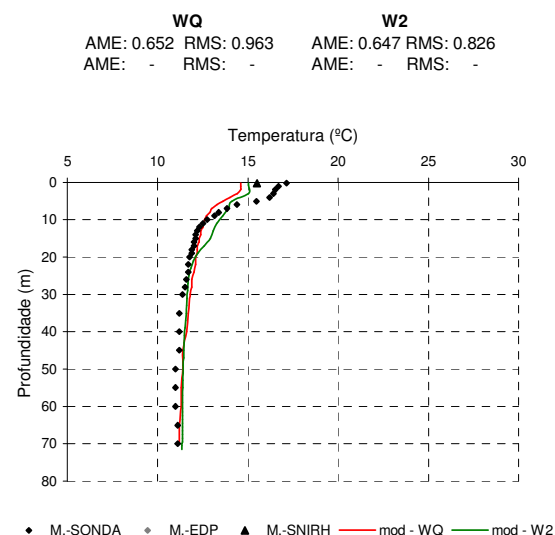


Figura 6.13 - Perfil de temp. 26/03/1998

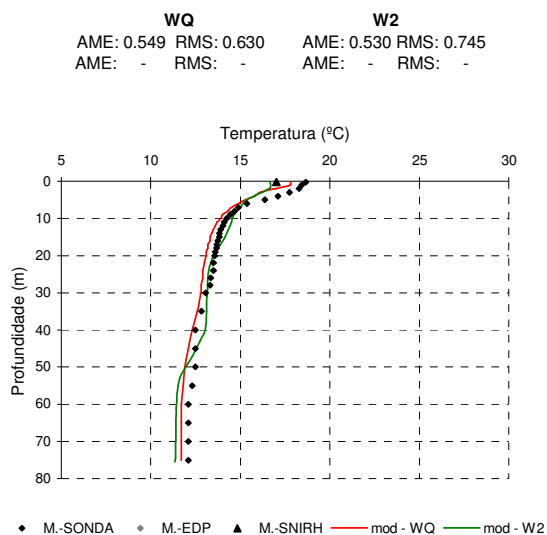


Figura 6.14 - Perfil de temp. 16/04/1998

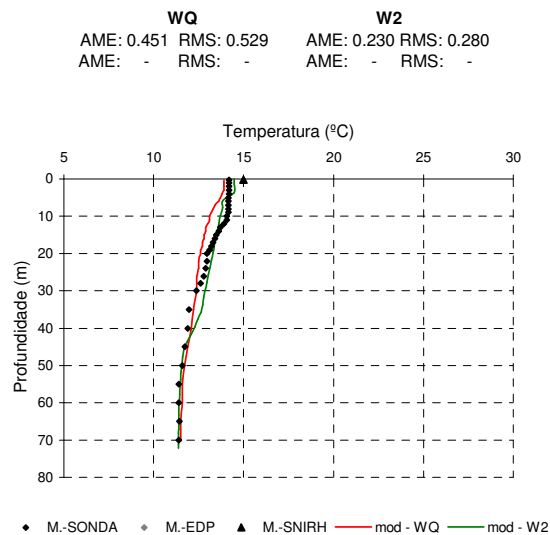


Figura 6.15 - Perfil de temp. 07/05/1998

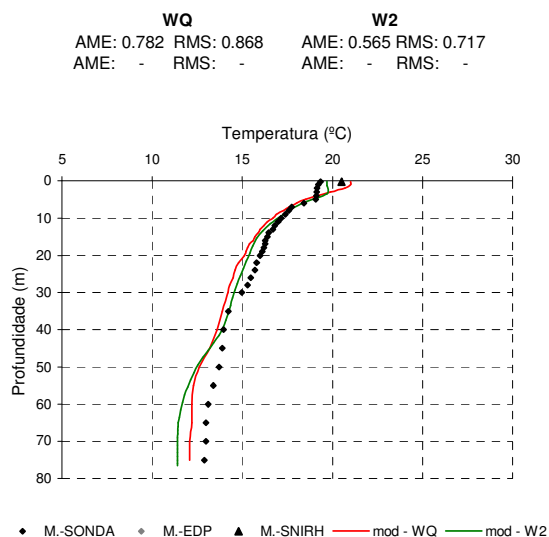


Figura 6.16 - Perfil de temp. 21/05/1998

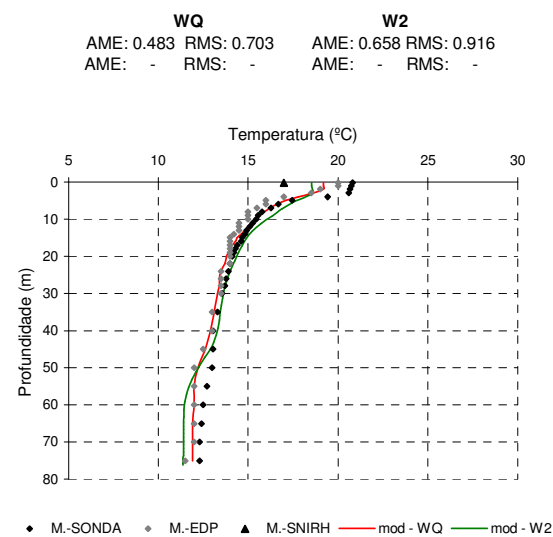


Figura 6.17 - Perfil de temp. 04/06/1998

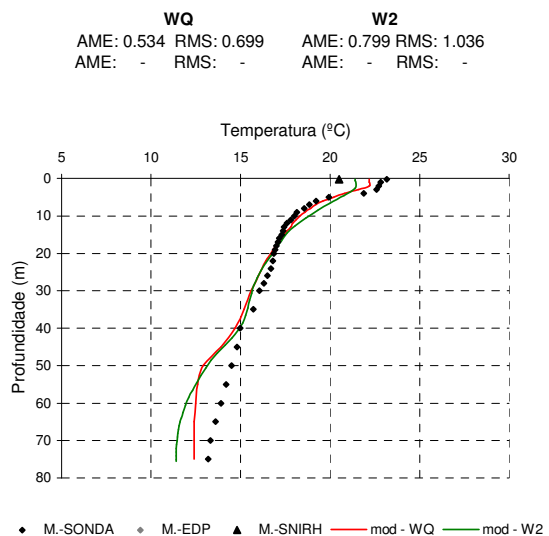


Figura 6.18 - Perfil de temp. 18/06/1998

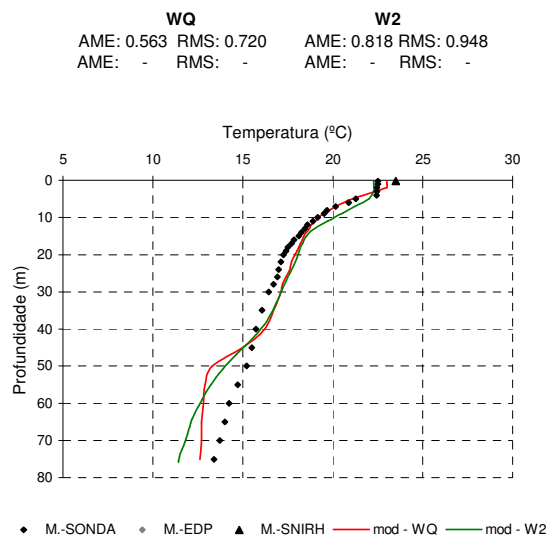


Figura 6.19 - Perfil de temp. 02/07/1998

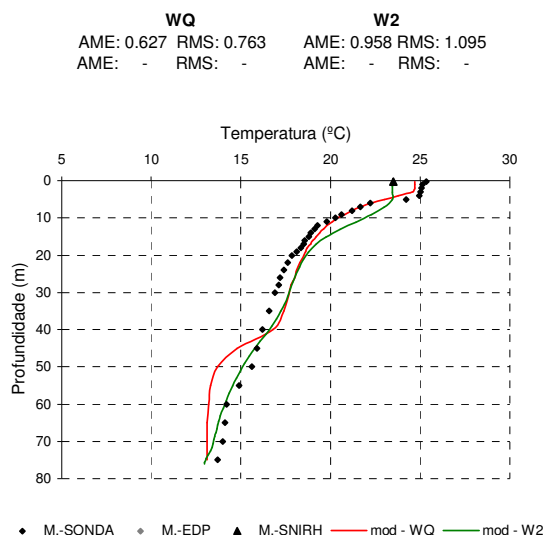


Figura 6.20 - Perfil de temp. 21/07/1998

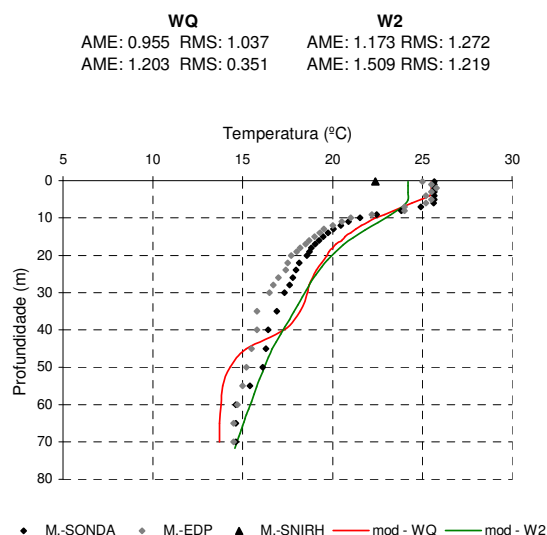


Figura 6.21 - Perfil de temp. 18/08/1998

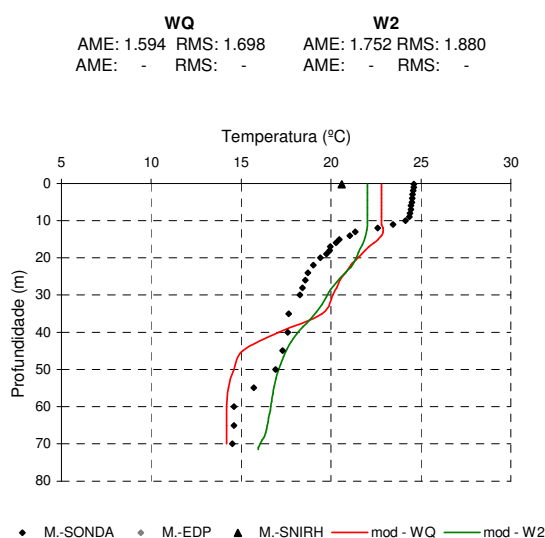


Figura 6.22 - Perfil de temp. 10/09/1998

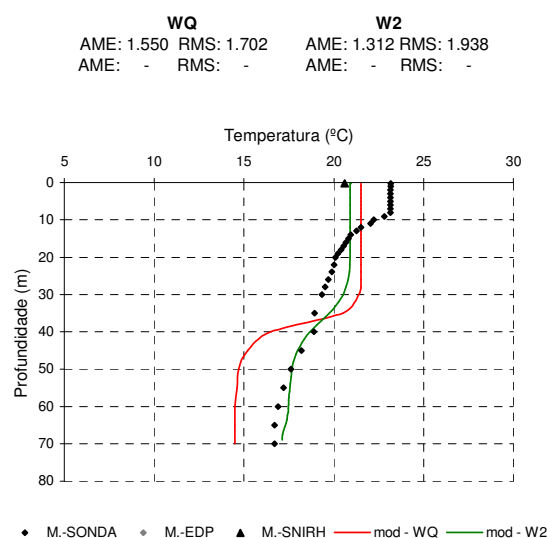


Figura 6.23 - Perfil de temp. 24/09/1998

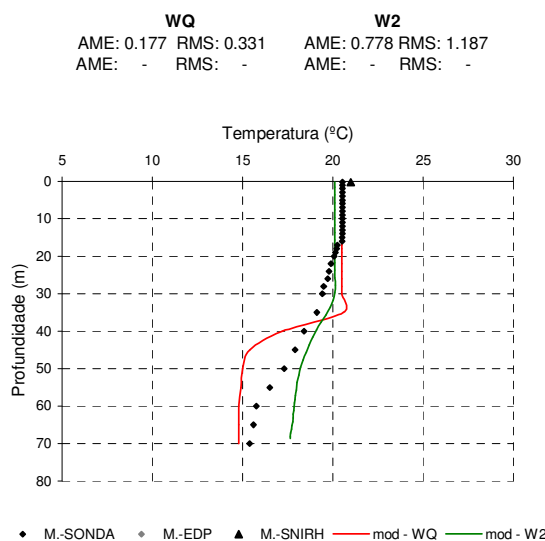


Figura 6.24 - Perfil de temp. 08/10/1998

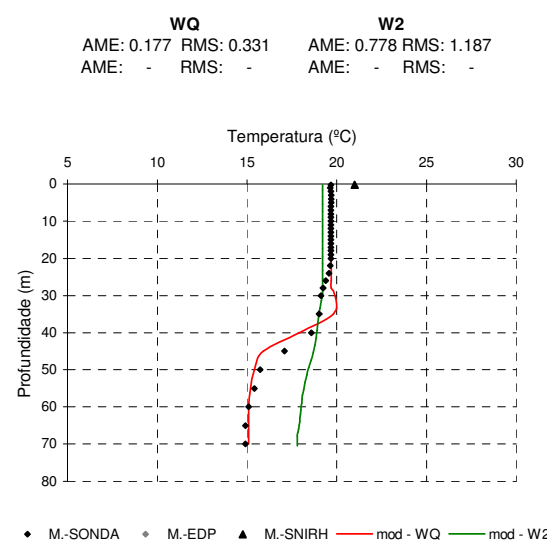


Figura 6.25 - Perfil de temp. 22/10/1998

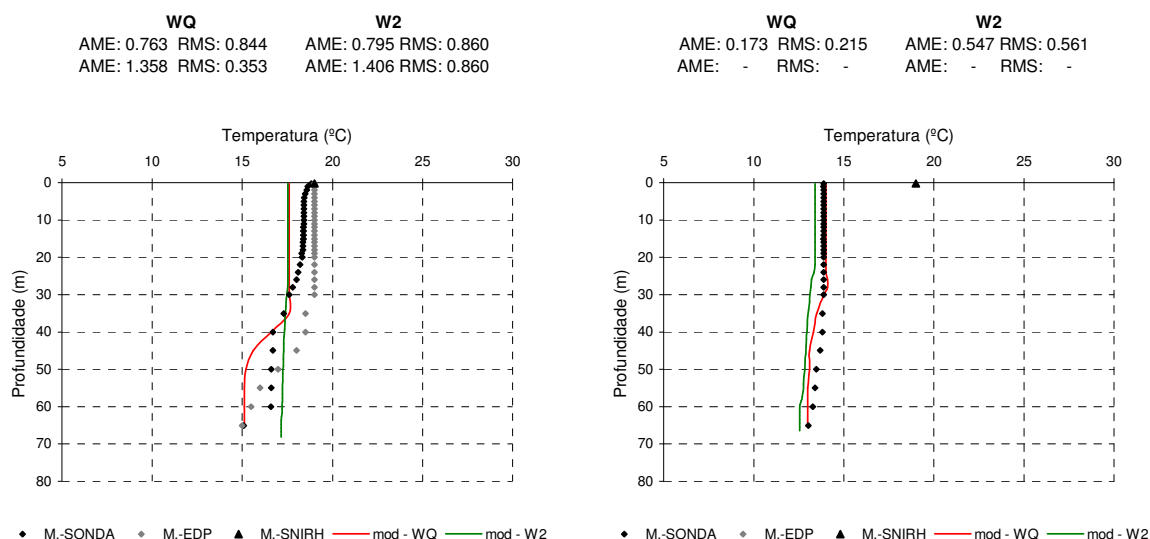


Figura 6.26 - Perfil de temp. 12/11/1998

Figura 6.27 - Perfil de temp. 10/12/1998

Os resultados apresentados nas referidas figuras 6.10 a 6.27, revelam que a albufeira se comporta como um lago monomictico quente, caracterizado pela temperatura ter como limite inferior 4 °C, quer à superfície quer em profundidade, e apresentando dois períodos de homogeneidade e de circulação ao longo de toda a coluna de água, no início e no final do ano e correspondentes às épocas caracterizadas por temperaturas mais baixas, em oposição a um único período de estratificação térmica, que se verifica, com maior ou menor intensidade, durante os meses mais quentes do ano, de acordo com o referido anteriormente na secção 2.3.4 do Capítulo 2.

De facto, nos meses de Janeiro e Fevereiro, bem como nos meses de Novembro e Dezembro, é possível verificar uma grande homogeneização dos valores da temperatura ao longo da coluna de água. Por outro lado, a partir de meados de Março começa a desenhar-se a estratificação térmica da massa de água, inicialmente de forma relativamente incipiente mas que, a partir do mês de Junho, já está bastante marcada, assim se mantendo durante os meses mais quentes do ano (Junho, Julho e Agosto), para a partir do mês de Setembro se iniciar o processo de erosão da estratificação térmica conduzindo, gradualmente, a um novo período de homogeneização da massa de água.

É ainda importante salientar que nos meses mais quentes do ano, em que a estratificação térmica está bem marcada, se registam junto à superfície temperaturas entre os 23 °C e os 25 °C, verificando-se em seguida uma rápida diminuição desses valores com a profundidade, correspondendo essa zona ao posicionamento da termoclina, que se estabelece sensivelmente entre os 4 m e os 12 m de profundidade e nos quais se regista um abaixamento dos valores da temperatura da água da ordem dos 5 °C a 6 °C, para em

seguida, ao nível do hipolimnion, se continuar a verificar uma certa diminuição dos valores da temperatura com a profundidade, mas através de um gradiente muito menos acentuado.

No que se refere aos dados de amostragem, verificou-se uma boa aproximação entre os registos obtidos através da sonda multi-paramétrica (M.-SONDA) e os resultados da monitorização efectuada pela LABELEC (M.-EDP). Com efeito, apenas no mês de Fevereiro se registou um afastamento mais sensível, apesar de pouco significativo, entre os dois conjuntos de dados, e que se considera perfeitamente aceitável, atendendo à situação das duas amostragens terem sido efectuadas em datas próximas mas não coincidentes.

Relativamente ao ajustamento entre os resultados dos modelos utilizados e os dados de amostragem, entende-se que este pode ser classificado como bastante satisfatório, independentemente de se considerar os resultados do modelo WQ ou os resultados do modelo W2, verificando-se que qualquer dos modelos descreveu bastante bem o comportamento térmico da massa de água ao longo do ano de 1998. As diferenças mais sensíveis entre os resultados obtidos através dos dois modelos registaram-se nos meses de Setembro e Outubro, correspondendo à fase de erosão da estratificação térmica da massa de água.

Contudo, e mesmo durante esse período, não é fácil identificar qual dos modelos descreveu melhor (ou menos bem) o comportamento térmico da massa de água, na medida em que essa situação é variável consoante a data específica considerada, facto que é corroborado pela análise dos valores obtidos para as estatísticas AME e RMS. No entanto, verifica-se por parte dos resultados fornecidos através do modelo WQ uma maior inércia em reagir ao processo de erosão da termoclina.

Nas figuras 6.28 a 6.39 são apresentados os perfis verticais correspondentes ao ano de 1999, contemplando quer os dados de amostragem quer os resultados obtidos através dos modelos WQ e W2.

Estabelecendo uma análise idêntica à efectuada relativamente ao ano de 1998, e apesar do número de dias em que foram realizadas amostragens com a sonda multi-paramétrica ser inferior no ano de 1999, pode verificar-se que a evolução do regime térmico da albufeira, durante os primeiros seis meses do ano, é bastante semelhante, independentemente de se considerar o ano de 1998 ou o ano de 1999.

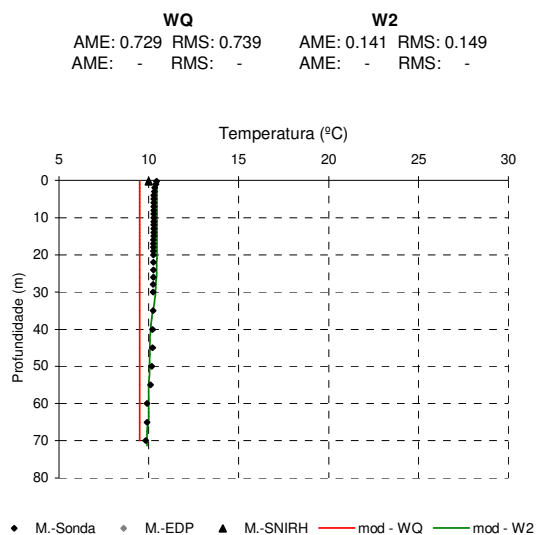


Figura 6.28 - Perfil de temp. 20/01/1999

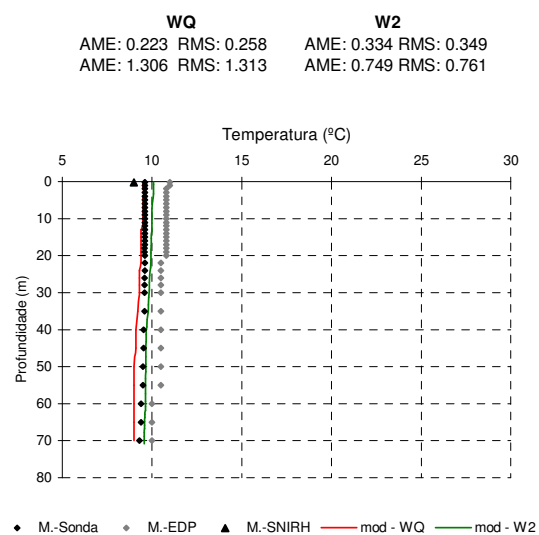


Figura 6.29 - Perfil de temp. 11/02/1999

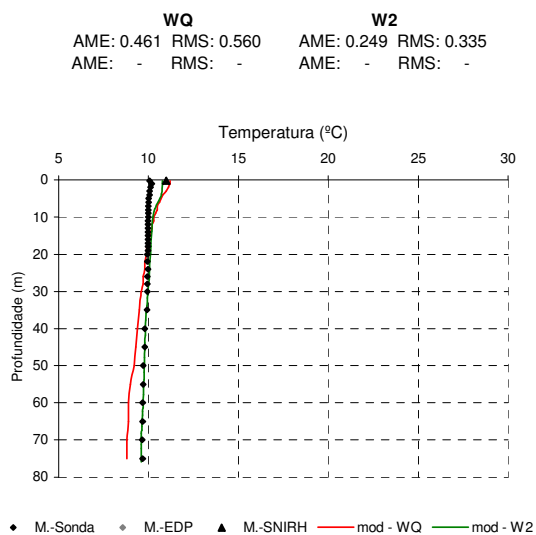


Figura 6.30 - Perfil de temp. 10/03/1999

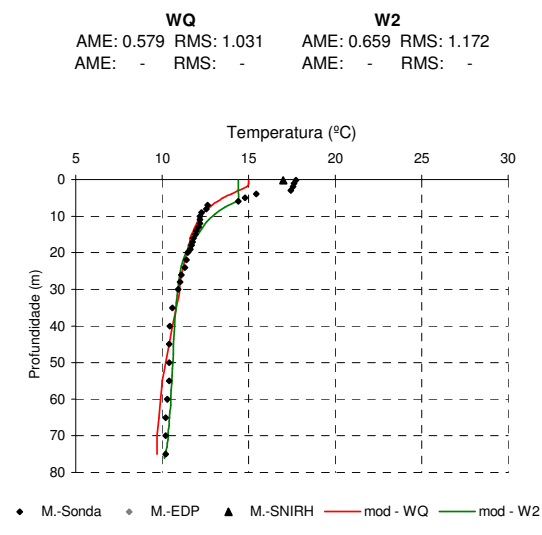


Figura 6.31 - Perfil de temp. 14/04/1999

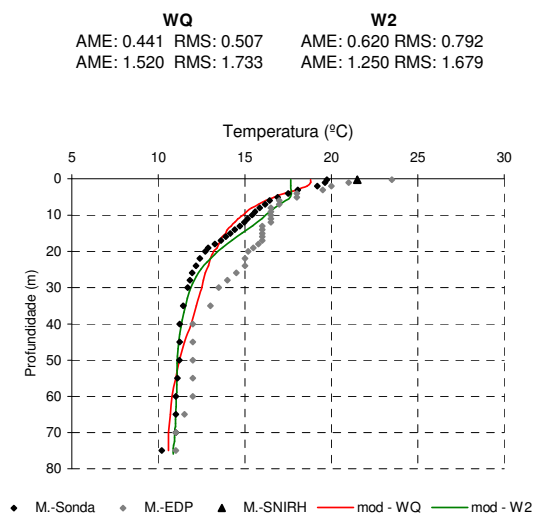


Figura 6.32 - Perfil de temp. 13/05/1999

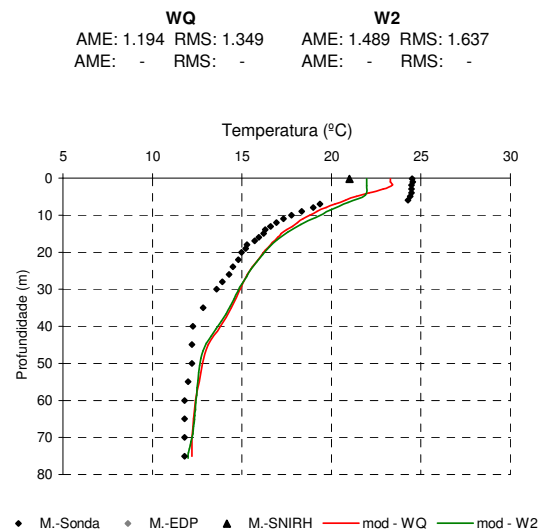


Figura 6.33 - Perfil de temp. 22/06/1999

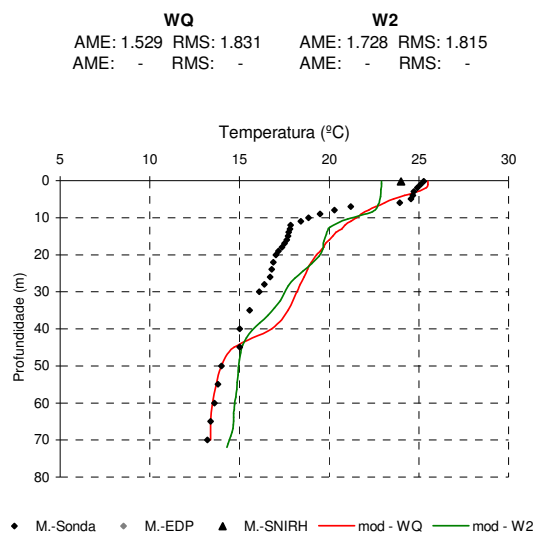


Figura 6.34 - Perfil de temp. 20/07/1999

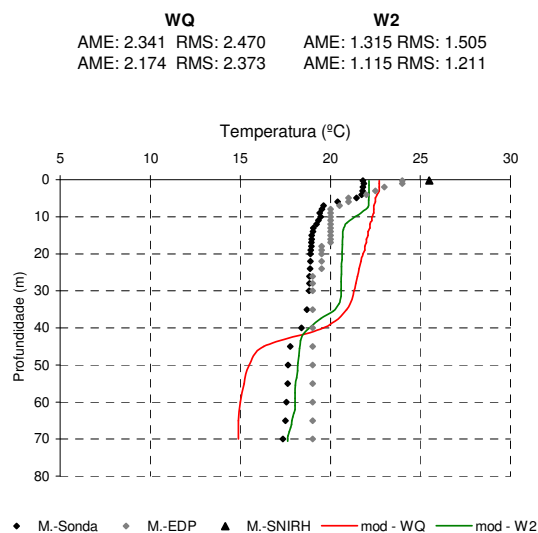


Figura 6.35 - Perfil de temp. 21/08/1999

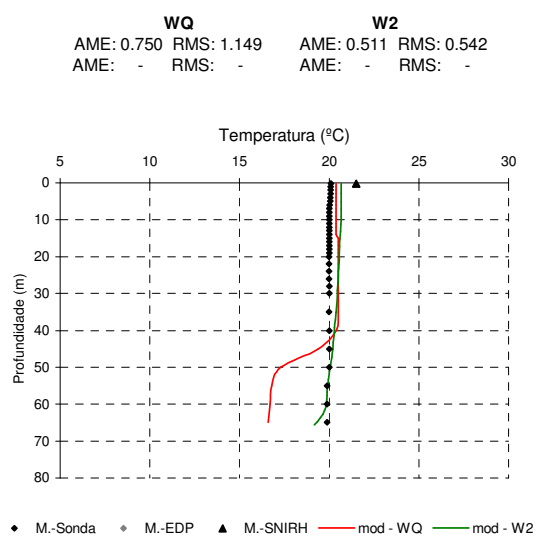


Figura 6.36 - Perfil de temp. 21/09/1999

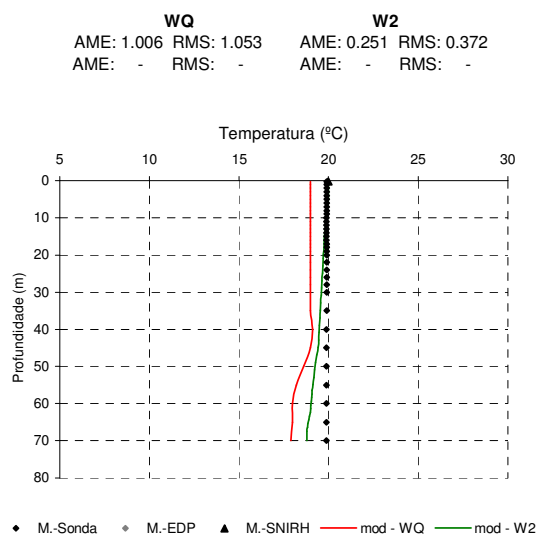


Figura 6.37 - Perfil de temp. 14/10/1999

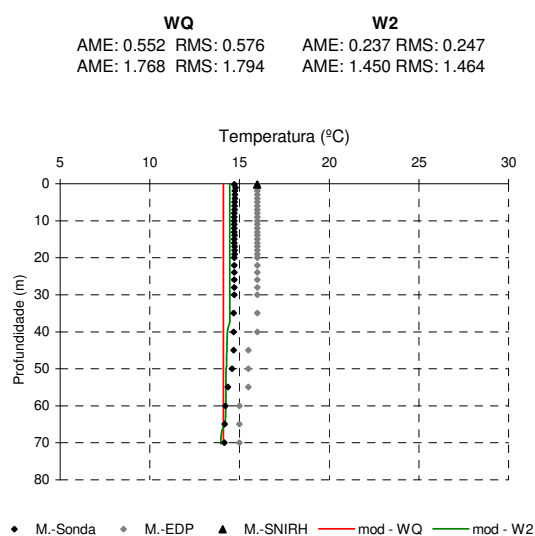


Figura 6.38 - Perfil de temp. 25/11/1999

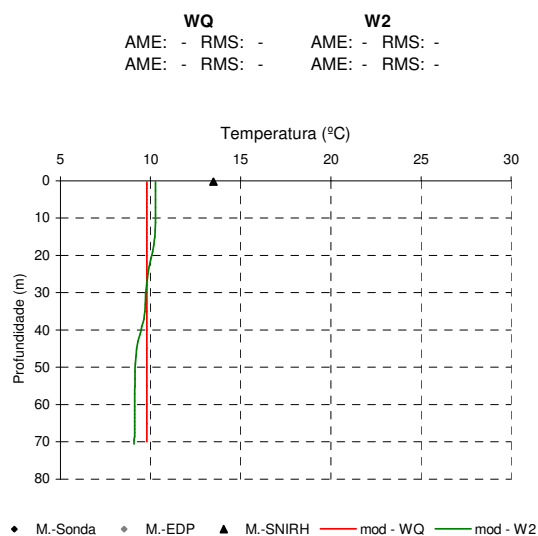


Figura 6.39 - Perfil de temp. 1/12/1999



Contudo, se se estabelecer a comparação entre os anos de 1998 e de 1999, considerando os últimos seis meses de cada um, existem diferenças evidentes entre eles. De facto, verifica-se que o processo de erosão da termoclina e consequente destratificação da massa de água, conduzindo a um novo período de homogeneização da temperatura ao longo de toda a coluna de água, se inicia bastante mais cedo durante o ano de 1999. Observa-se que, no ano de 1999, logo a partir do mês de Agosto (Figura 6.35) já se iniciou o processo de erosão da termoclina, enquanto que, em 1998, o mesmo só se regista a partir do final do mês de Setembro (Figura 6.23) ou mesmo a partir do início do mês de Outubro (Figura 6.24). Adicionalmente, verifica-se que a homogeneização da temperatura ao longo da coluna de água, no ano de 1999, ocorre logo a partir do mês de Setembro (Figura 6.36), enquanto que, no ano de 1998, a mesma só se regista no final do mês de Outubro (Figura 6.25) ou mesmo no início do mês de Novembro (Figura 6.26).

Em síntese, verifica-se que o processo de erosão da estratificação térmica em 1999 se inicia cerca de 40 a 50 dias mais cedo, comparativamente ao que se regista em 1998. Atendendo ao facto das condições meteorológicas registadas nos meses de Agosto, Setembro, Outubro e Novembro terem sido bastante semelhantes nos dois anos em análise, a referida antecipação do processo de erosão da estratificação térmica deverá ser justificada em função de diferenças ao nível da exploração do aproveitamento.

Analisando o regime de operação do aproveitamento, verifica-se que as diferenças mais significativas se registaram ao nível do volume de água bombeado a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira. No ano de 1998 o volume de água bombeado representou 16.7% das afluências totais à albufeira da Aguieira, por oposição ao registado no ano de 1999 em que o mesmo valor foi de 75.6% (Quadro 5.6). Adicionalmente, o caudal médio bombeado, durante os meses de Agosto, Setembro, Outubro e Novembro, a partir do contra-embalse para a albufeira principal, foi de 8 m<sup>3</sup>/s em 1998 e de 100 m<sup>3</sup>/s em 1999 (Quadro 5.4).

Face a estes elementos, entende-se que é possível concluir que foram as diferenças registadas, entre os anos de 1998 e de 1999, ao nível dos volumes de água bombeados do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, que justificam que a erosão da estratificação térmica se tenha iniciado bastante mais cedo em 1999, comparativamente ao verificado em 1998, determinando diferenças significativas na evolução do regime térmico da albufeira da Aguieira.

No que se refere à comparação entre os dois conjuntos de registos de monitorização disponíveis, e considerando as quatro datas em que é possível estabelecer essa comparação (figuras 6.29, 6.32, 6.35 e 6.38), verifica-se que, à semelhança do observado no ano de 1998, também em 1999 se obteve uma boa aproximação entre os dois conjuntos de resultados.

Idêntica situação se verifica quando se estabelece a comparação entre os resultados das simulações efectuadas e os dados de amostragem. Com efeito, também no que se refere ao ano de 1999 se regista uma boa aproximação entre os resultados dos modelos e os dados de amostragem, o que permite concluir que qualquer dos dois modelos descreveu bastante bem o comportamento térmico da albufeira durante o ano em análise, apesar das diferenças existentes relativamente ao regime de exploração do aproveitamento, entre os anos de 1998 e 1999, nomeadamente, e de acordo com o atrás referido, no que se refere aos volumes bombeados a partir do contra-embalse para a albufeira principal.

Também no que se refere ao ano de 1999, não é fácil decidir qual dos dois modelos utilizados descreveu melhor o comportamento térmico da massa de água, na medida em que os resultados conseguidos por ambos são bastante semelhantes, assim como os valores obtidos para as estatísticas AME e RMS, embora se verifique, tal como no ano de 1998, que os resultados do modelo WQ evidenciam uma maior inércia em reagir ao processo de erosão da termoclina (figuras 6.35 e 6.36).

Importa referir que para o mês de Dezembro de 1999 (Figura 6.39) não se dispõe de perfis verticais de amostragem. A razão para essa situação prende-se com o facto de se ter optado por não se proceder a monitorização nesse mês, atendendo a que no mês de Novembro (Figura 6.38) já se observou uma completa homogeneização dos valores da temperatura ao longo da coluna de água.

Em seguida serão apresentados, de acordo com o referido na secção anterior (6.5.3.1), alguns dos perfis verticais obtidos em outras secções da albufeira da Aguieira, localizadas em segmentos mais a montante na massa de água, concretamente os inerentes a Ponte Mondego Dão (PMD), Ponte de Pinheiro de Ázere (PPA) e Ponte de Santa Comba Dão (PSC), tirando partido das capacidades de discretização espacial do modelo W2.

Para ilustrar os resultados obtidos para qualquer uma das três secções referidas no parágrafo anterior, seleccionaram-se três diferentes datas de amostragem, bem como os correspondentes resultados de simulação. Essas datas referem-se aos meses de Maio,

Julho e Setembro, e foram escolhidas para que fosse possível apresentar informação inerente ao período de formação da estratificação térmica, ao período em que a referida estratificação está mais marcada e ao período em que esta deixa de se fazer sentir, respectivamente. Os correspondentes perfis verticais são apresentados nas figuras 6.40 a 6.48.

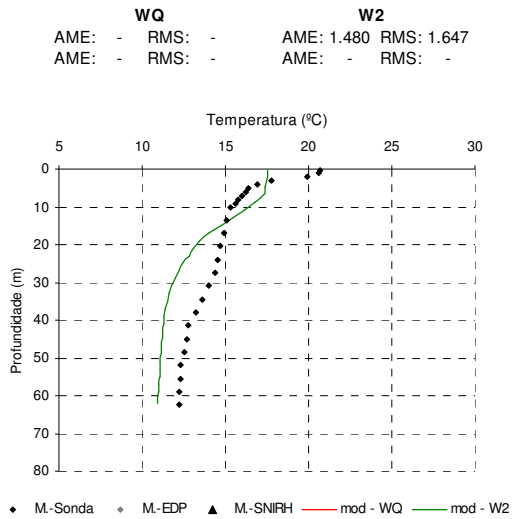


Figura 6.40 - Perfil de temp. (PMD) 13/05/1999

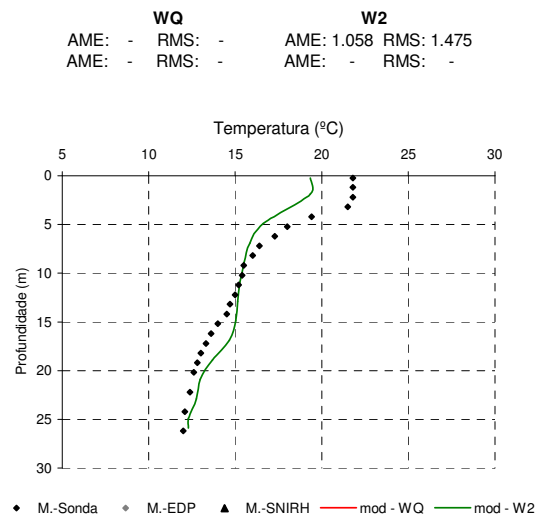


Figura 6.41 - Perfil de temp. (PPA) 13/05/1999

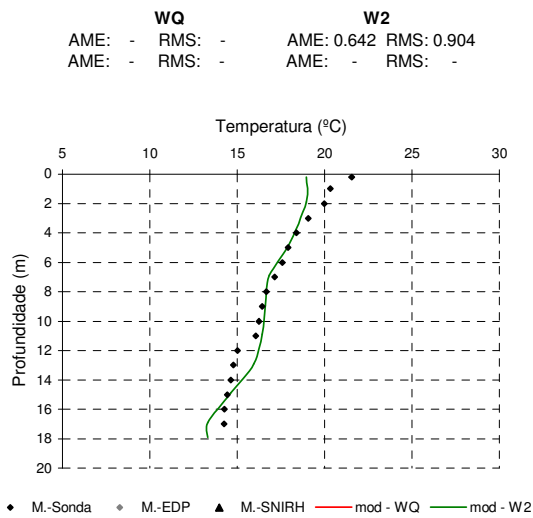


Figura 6.42 - Perfil de temp. (PSC) 13/05/1999

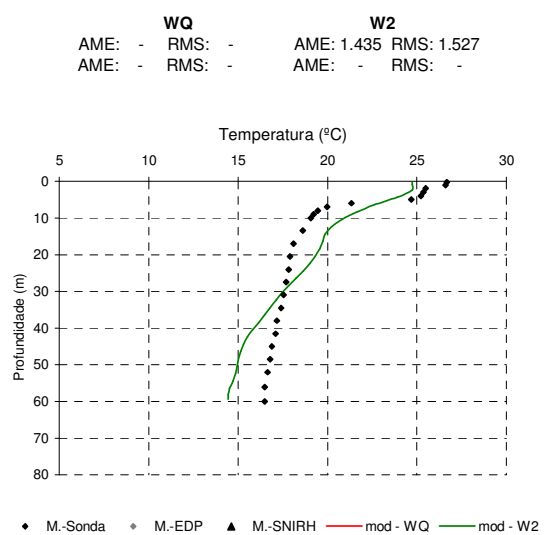


Figura 6.43 - Perfil de temp. (PMD) 20/07/1999

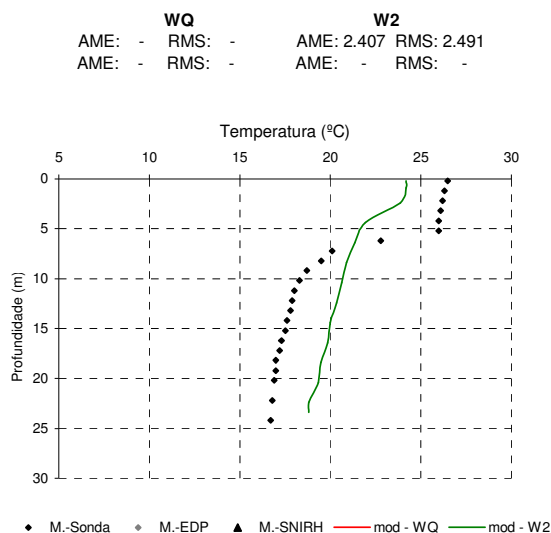


Figura 6.44 - Perfil de temp. (PPA) 20/07/1999

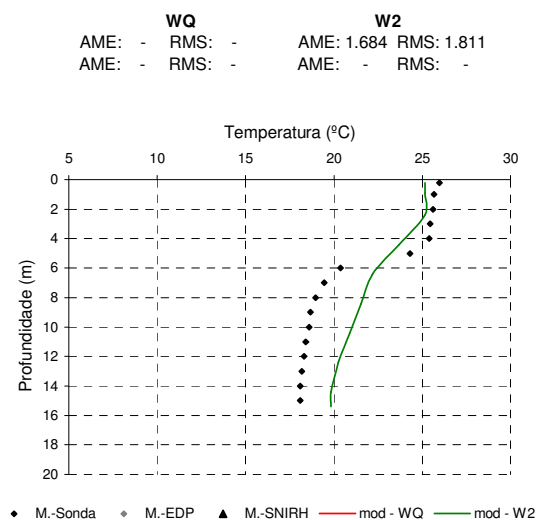


Figura 6.45 - Perfil de temp. (PSC) 20/07/1999

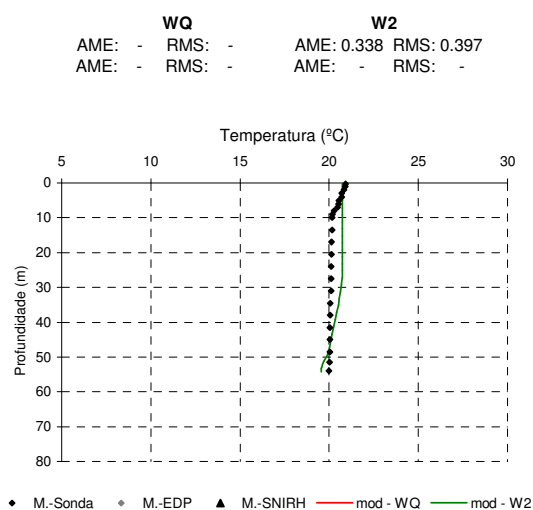


Figura 6.46 - Perfil de temp. (PMD) 21/09/1999

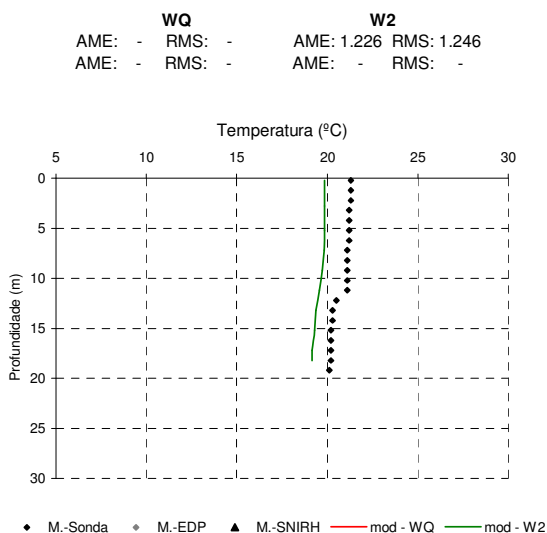


Figura 6.47 - Perfil de temp. (PPA) 21/09/1999

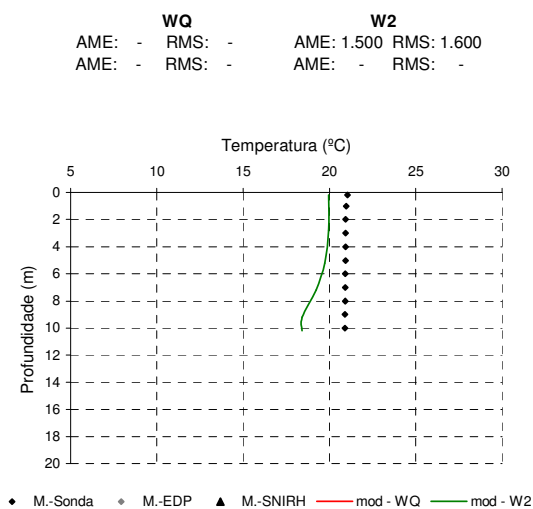


Figura 6.48 - Perfil de temp. (PSC) 21/09/1999

A análise das figuras 6.40 a 6.48 permite verificar que os perfis verticais da temperatura da água, obtidos para secções mais a montante na albufeira, apresentam uma evolução semelhante à registada no segmento mais próximo da barragem. Com efeito, em Maio, pode observar-se que a estratificação térmica da massa de água já começa a desenhar-se de forma bem evidente; em Julho a referida estratificação encontra-se perfeitamente definida, embora as temperaturas obtidas junto ao fundo sejam ligeiramente mais elevadas comparativamente ao anteriormente verificado na secção mais próxima da barragem, função da menor profundidade correspondente às secções de montante; e em Setembro os perfis verticais de temperatura já se apresentam praticamente lineares, o que significa que a massa de água já se encontra, do ponto de vista térmico, homogeneizada.

Apesar das diferenças em termos da profundidade correspondente a cada uma das secções em análise, verifica-se que, para cada uma das datas seleccionadas, o andamento dos perfis verticais da temperatura da água é bastante semelhante.

Estabelecendo a comparação entre os resultados da simulação efectuada com o modelo W2 e os dados de amostragem, verifica-se que o ajustamento obtido é bastante satisfatório, embora menos bem conseguido do que o observado na secção da massa de água mais próxima da barragem. Apesar disso, considera-se que, face aos dados disponíveis, a simulação do regime térmico da massa de água efectuada com o modelo W2 foi bem conseguida, na medida em que os seus resultados descreveram bastante bem a evolução vertical da temperatura da água em diferentes secções da albufeira.

#### 6.5.3.3 – Perfis longitudinais

A opção de incluir na análise desenvolvida a presente secção, inerente à apresentação de resultados sob a forma de perfis longitudinais, é suportada essencialmente por duas ordens de razões, que estão interligadas: a primeira, prende-se com a possibilidade de explorar as características específicas do modelo W2, função da sua bidimensionalidade, que permitem a obtenção de um conjunto de resultados que possibilitam uma descrição espacial mais detalhada do comportamento do sistema; a segunda, está relacionada com a possibilidade de, recorrendo a outro tipo de gráficos, complementar a análise anteriormente efectuada e, eventualmente, conseguir atribuir uma maior fiabilidade às ilações e conclusões entretanto obtidas.

Foi nesta dupla perspectiva que se preparou e analisou o conjunto de figuras apresentadas nesta secção 6.5.3.3. Assim, nas figuras 6.49 a 6.60 é apresentada a distribuição espacial da temperatura na albufeira da Aguieira, considerando os três ramos em que se dividiu a massa de água em termos da sua representação conceptual (rios Mondego, Dão e Criz), para duas datas diferentes, uma correspondente ao início do ano (Janeiro) e a outra inerente sensivelmente a meio do ano (Julho), e para os dois anos submetidos a simulação.

A análise das referidas figuras permite verificar que a evolução espacial da temperatura da água é semelhante, em cada ano e em cada uma das datas seleccionadas, nos três ramos da albufeira considerados.

Estabelecendo a comparação entre as duas datas seleccionadas, e para qualquer dos anos considerados, pode verificar-se as diferenças existentes entre o mês de Janeiro, em que se observa a homogeneização da temperatura ao longo da globalidade da massa de água, e o mês de Julho, em que se regista a presença de uma estratificação térmica bem definida e de uma termoclina bem evidente, ilustrando-se assim a alternância entre os processos de mistura completa e de estratificação térmica, característicos de lagos e albufeiras existentes em climas temperados e função, no essencial, do próprio ciclo climático anual, de acordo com o anteriormente referido na secção 2.3.4 do Capítulo 2.

A comparação entre os resultados dos dois anos simulados, para as duas datas seleccionadas, não evidencia diferenças significativas em termos do comportamento térmico da massa de água. No entanto, verificou-se que em Janeiro do ano de 1999 os resultados obtidos para a temperatura da água são ligeiramente inferiores aos inerentes ao mesmo período em 1998, apesar de se continuar a considerar que as diferenças encontradas não são significativas.

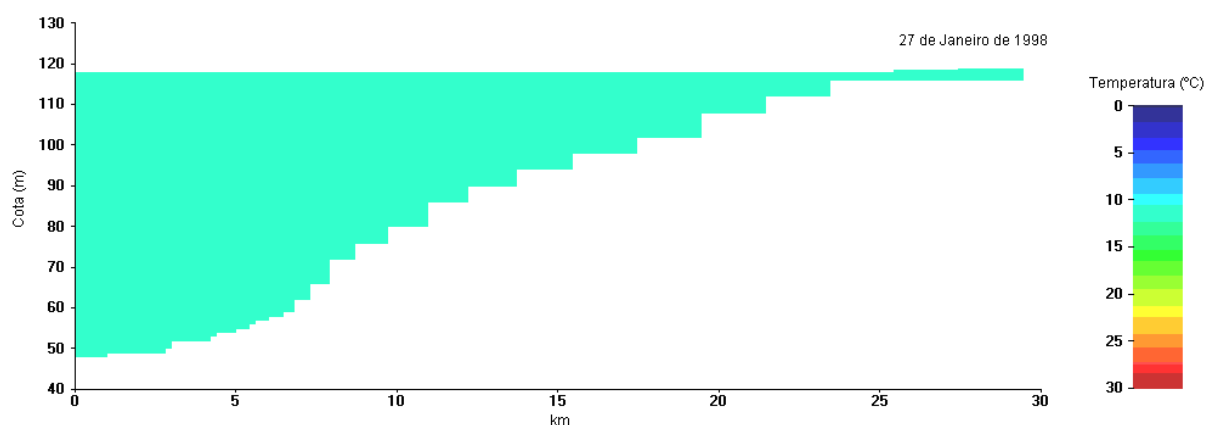


Figura 6.49 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 27/01/98

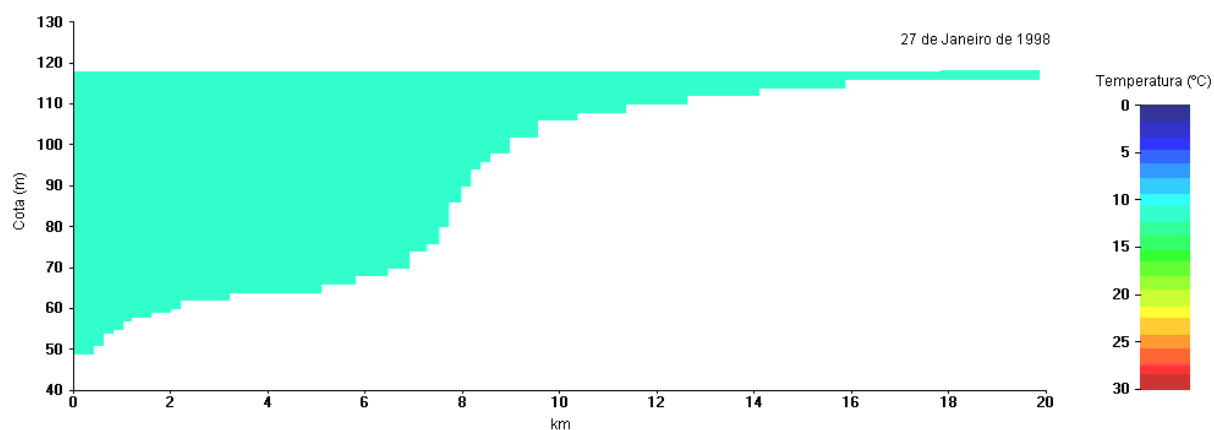


Figura 6.50 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 27/01/98

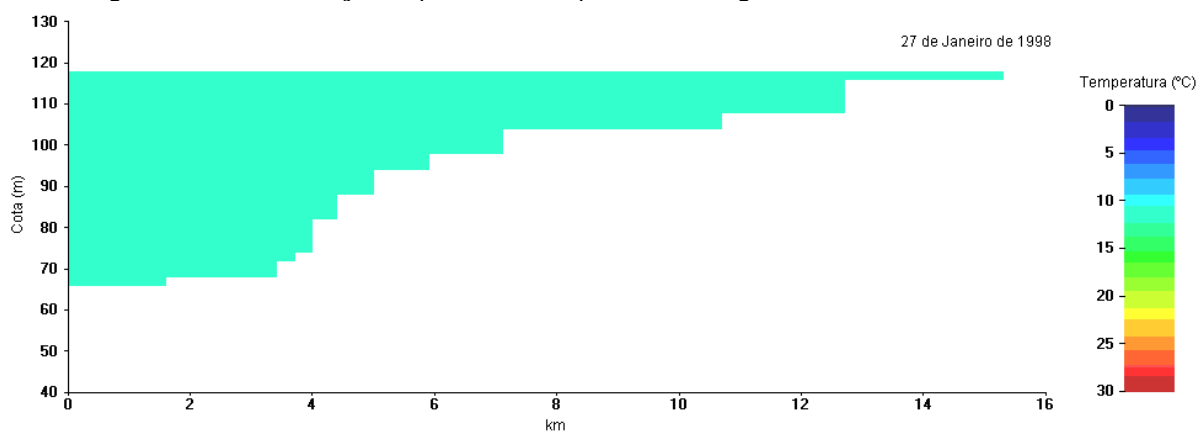


Figura 6.51 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 27/01/98

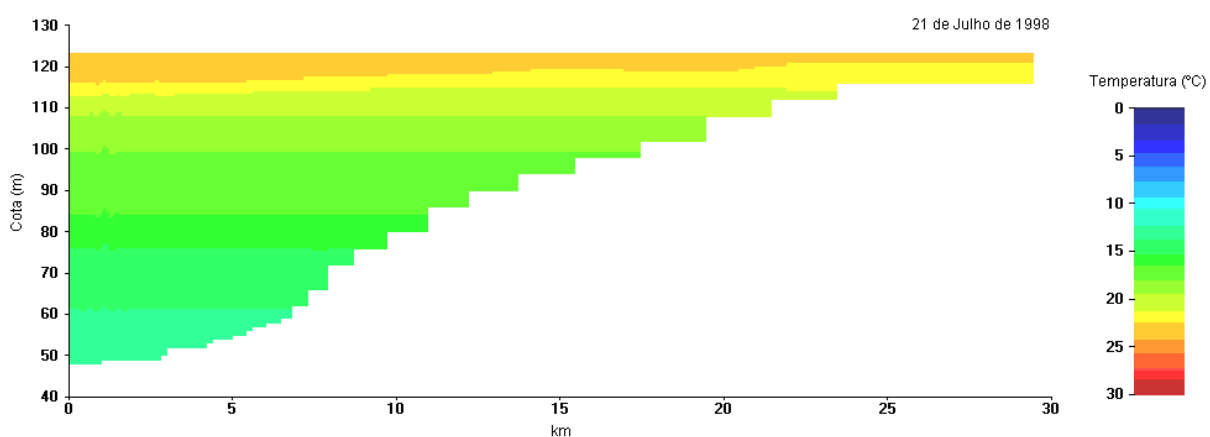


Figura 6.52 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 21/07/98

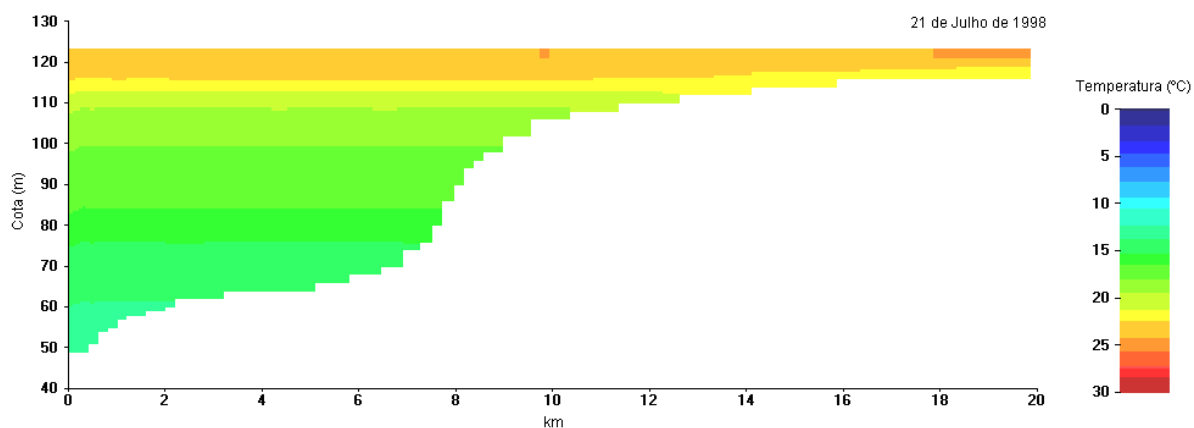


Figura 6.53 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 21/07/98

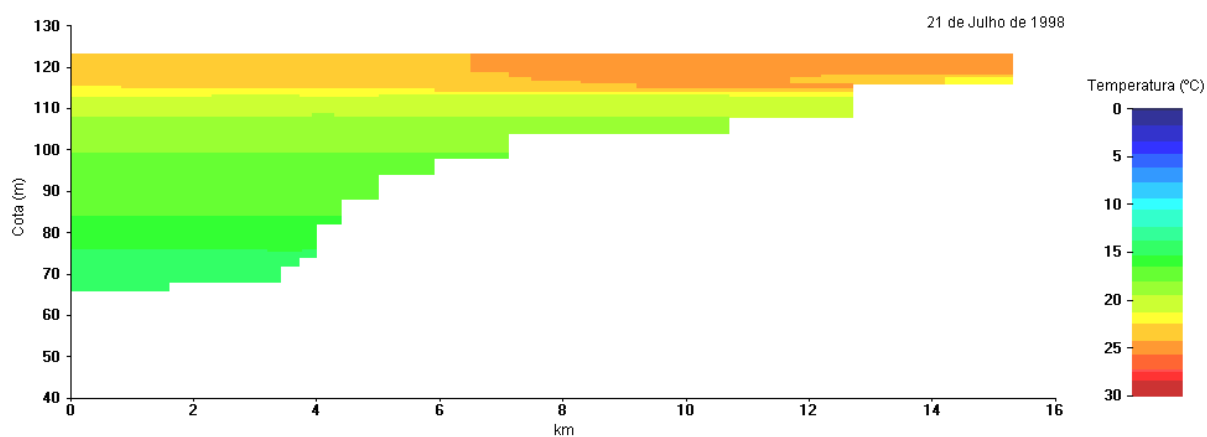


Figura 6.54 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 21/07/98

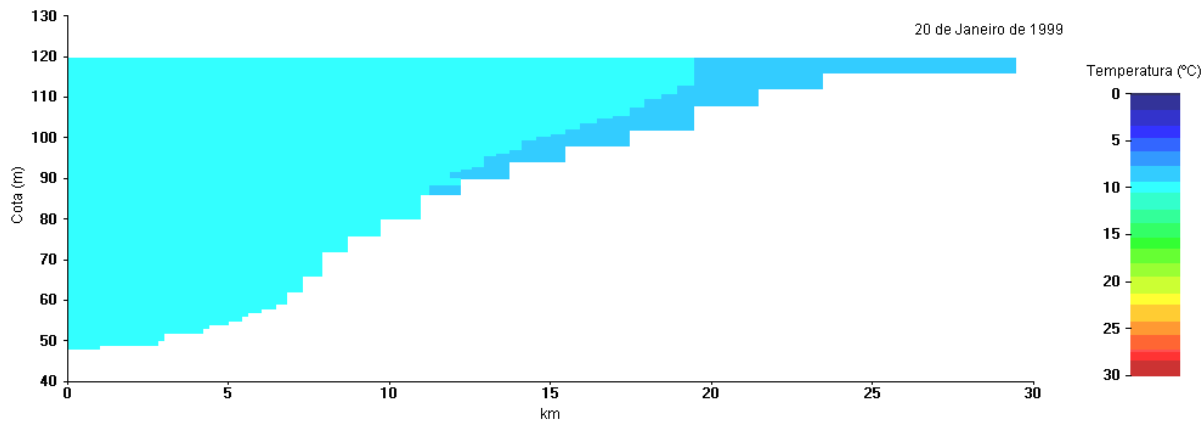


Figura 6.55 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 20/01/99



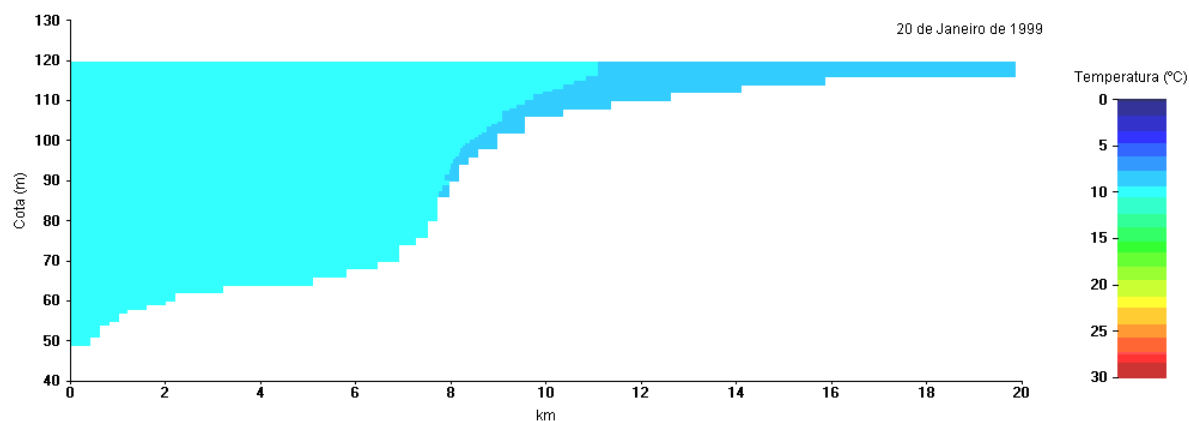


Figura 6.56 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 20/01/99

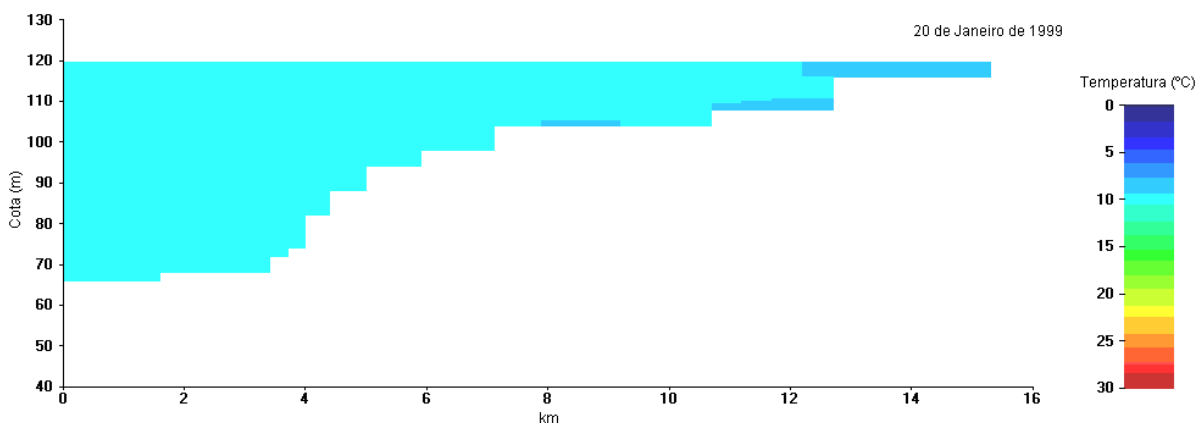


Figura 6.57 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 20/01/99

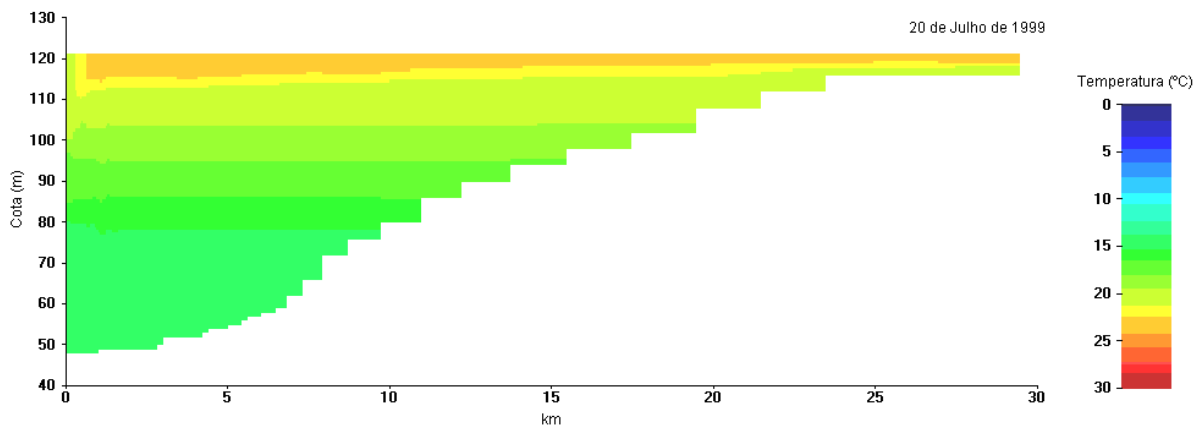


Figura 6.58 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 1 – rio Mondego. 20/07/99

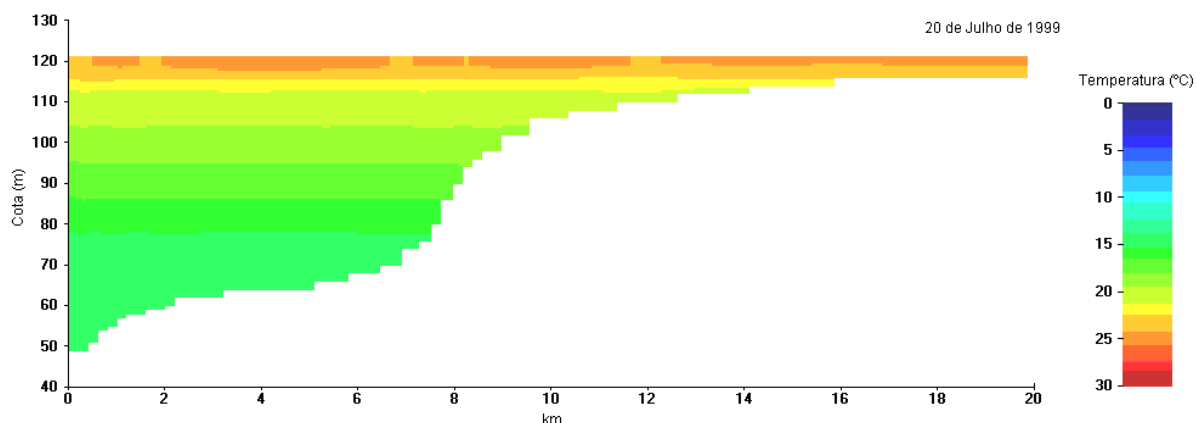


Figura 6.59 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 2 – rio Dão. 20/07/99

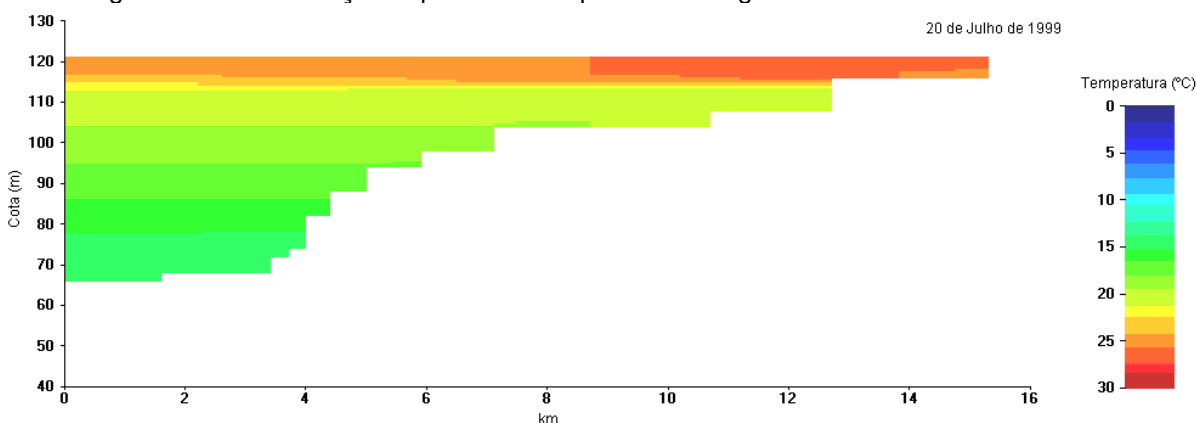


Figura 6.60 - Distribuição espacial da temperatura da água. Ramo 3 – rio Criz. 20/07/99

Nas figuras 6.61 e 6.62 é apresentada a evolução temporal da temperatura da água, considerando o segmento mais a jusante da albufeira da Aguieira, ao longo dos dois anos submetidos a simulação. A observação das referidas figuras permite corroborar algumas das conclusões obtidas através da análise desenvolvida na secção anterior.

Com efeito, verifica-se que até ao início da formação da estratificação térmica o comportamento da massa de água, aqui representado pelo segmento mais a jusante da mesma, é semelhante para os dois anos simulados. Também as características da referida estratificação, no momento em que esta está mais marcada, são semelhantes, mas observa-se uma diferença importante que tem a ver com o processo de erosão da estratificação térmica e o estabelecimento de novo período de homogeneização da massa de água.

De facto, e de acordo com o referido na secção anterior, enquanto que no ano de 1998 (Figura 6.61) a estratificação térmica mantém a sua estabilidade até ao final de Setembro ou mesmo início de Outubro, no ano de 1999 observa-se que a erosão da estratificação térmica

se inicia logo no princípio do mês de Setembro (Figura 6.62), verificando-se que o novo período de mistura completa da massa de água ocorre bastante mais cedo no ano.

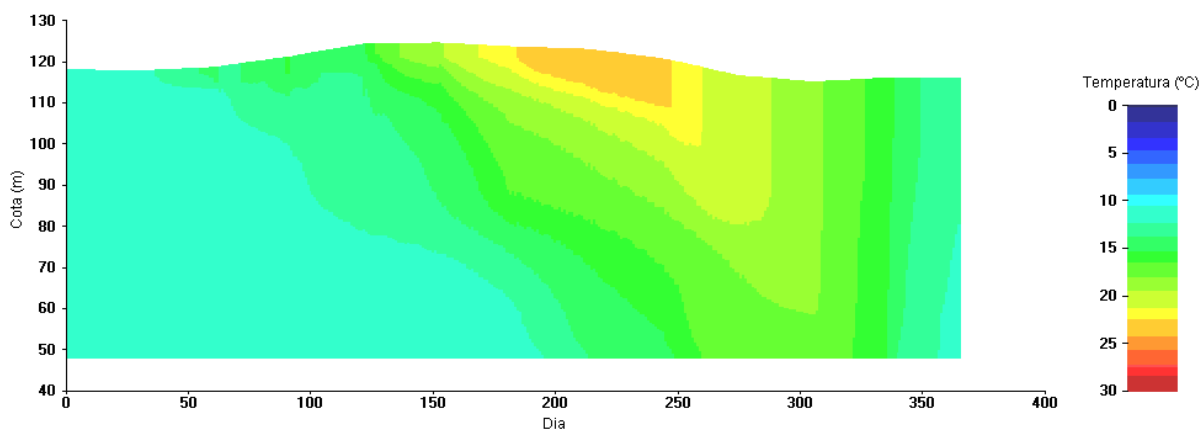


Figura 6.61 - Distribuição temporal da temp. da água. Alb. Aguieira. Segmento de Jusante. 1998

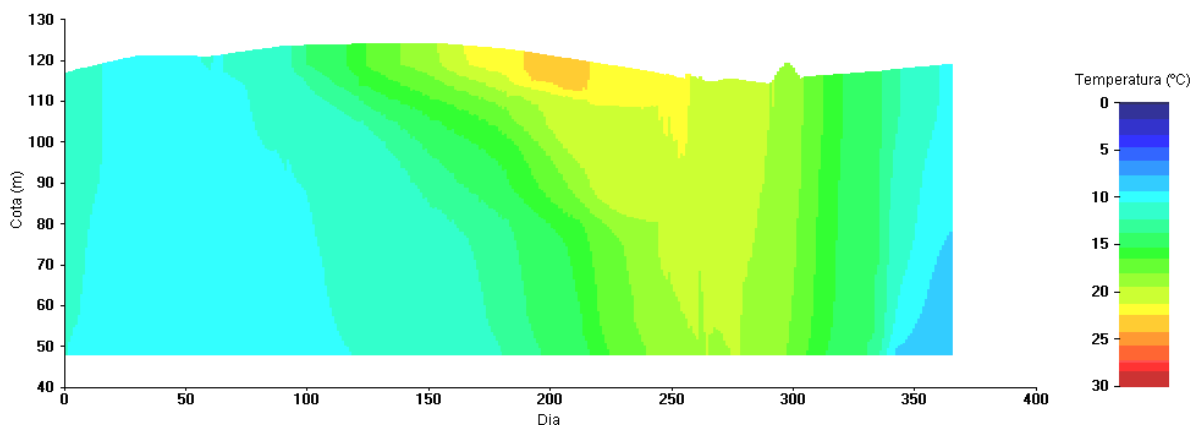


Figura 6.62 - Distribuição temporal da temp. da água. Alb. Aguieira. Segmento de Jusante. 1999

Os resultados apresentados nas figuras 6.63 a 6.66, permitem corroborar e complementar o referido no parágrafo anterior. Nessas figuras são apresentados resultados correspondentes à globalidade do ramo 1 da albufeira, inerente ao rio Mondego, obtidos para o dia 16 de Setembro dos anos de 1998 e 1999. Os parâmetros considerados correspondem à temperatura da massa de água e à velocidade horizontal do escoamento na mesma.

A comparação dos resultados apresentados nas figuras 6.63 e 6.65, inerentes à temperatura da água, permite observar que a erosão da estratificação é, para a data seleccionada, bastante mais evidente em 1999 (Figura 6.65) do que em 1998 (Figura 6.63). Por outro lado, a comparação das figuras 6.64 e 6.66, inerentes à velocidade horizontal do escoamento calculada para os anos de 1998 e de 1999, respectivamente, permite verificar que no ano de 1999 os valores da referida velocidade são bastante mais elevados, nomeadamente nos

segmentos mais próximos da barragem, e que o seu sentido é, predominantemente, de jusante para montante.

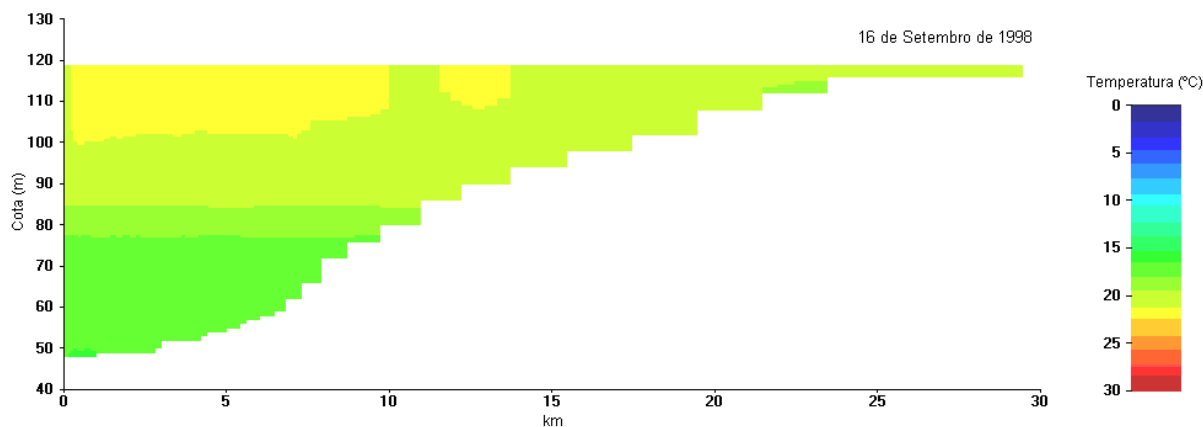


Figura 6.63 - Distribuição espacial da temp. da água. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998

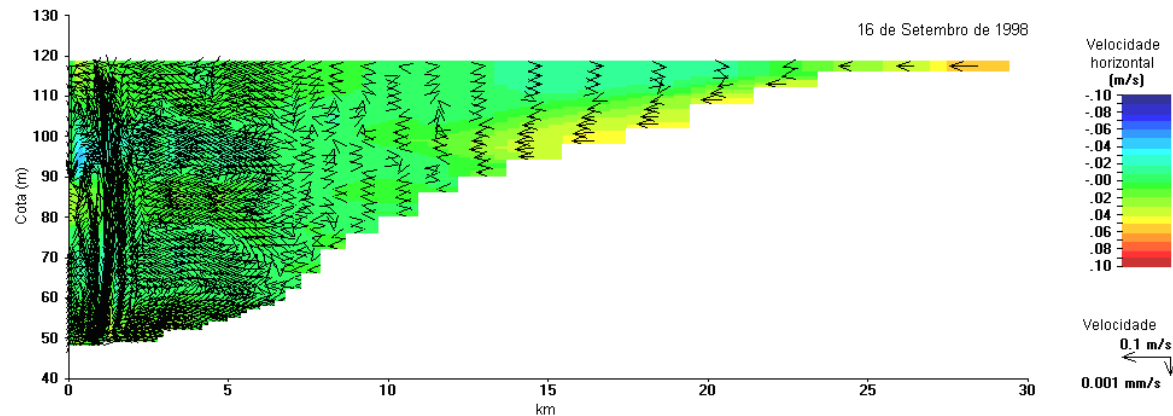


Figura 6.64 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998

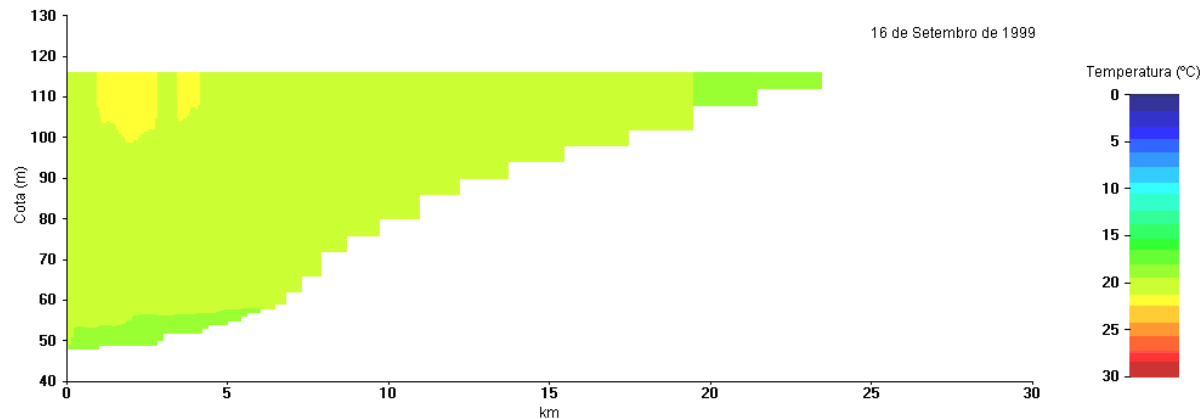


Figura 6.65 - Distribuição espacial da temp. da água. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999

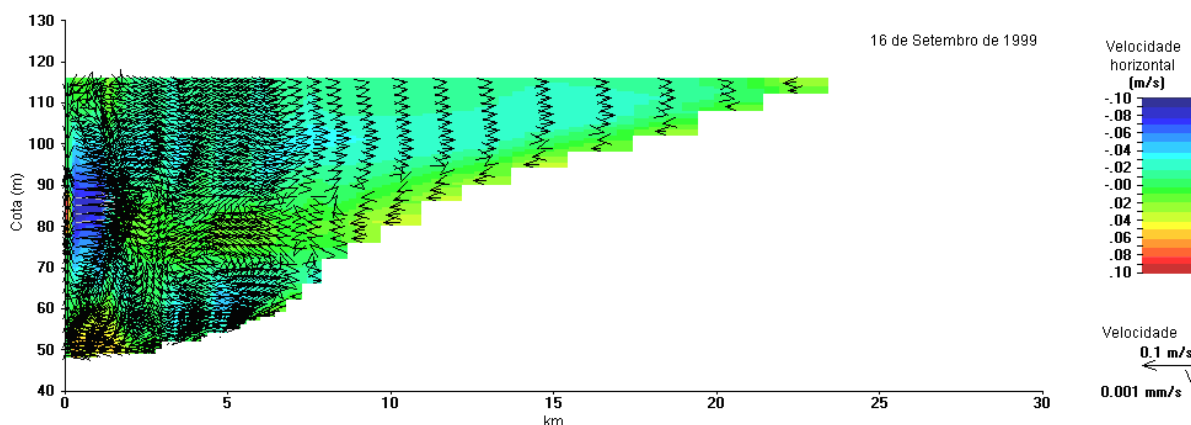


Figura 6.66 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999

Assim, foi possível colocar em evidência o efeito dos elevados valores de caudal, bombeados a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, que são bastante superiores em 1999 face ao observado em 1998, e que justificam o mais rápido processo de erosão da estratificação térmica verificado em 1999, comparativamente ao ocorrido em 1998. Esse efeito é particularmente evidente nos segmentos mais próximos da barragem e nas imediações da tomada de água para o circuito hidráulico, cujo eixo se encontra à cota de 83.5 m.

#### 6.5.3.4 – Séries temporais

De acordo com o referido anteriormente na secção 6.5.3.1, através do recurso a séries temporais dos valores da temperatura será estabelecida a comparação entre os resultados do modelo W2 e os registos obtidos com os termoregistadores colocados, à superfície e à cota da tomada de água para o circuito hidráulico, na albufeira da Aguieira, entre o início de Julho de 1998 e o final de Novembro de 1999.

Para a apresentação dessas séries foi preparado um conjunto de quatro gráficos, correspondentes às figuras 6.67 a 6.70, que em seguida se apresentam, sequencialmente. Dois desses gráficos referem-se a medições efectuadas à superfície e os outros dois a medições realizadas à cota da tomada de água para o circuito hidráulico. Em qualquer dos casos, os termoregistadores foram programados para, durante todo o período em que estiveram em funcionamento, realizarem medições de hora a hora.

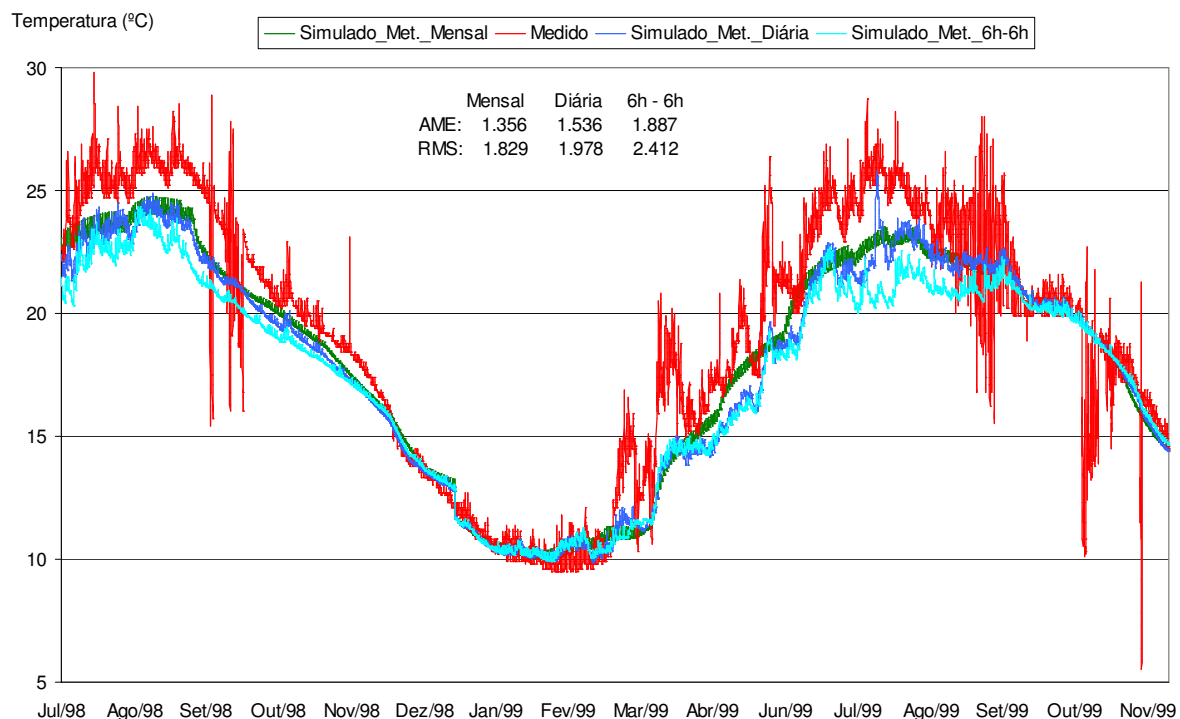


Figura 6.67 - Valores horários da temperatura à superfície

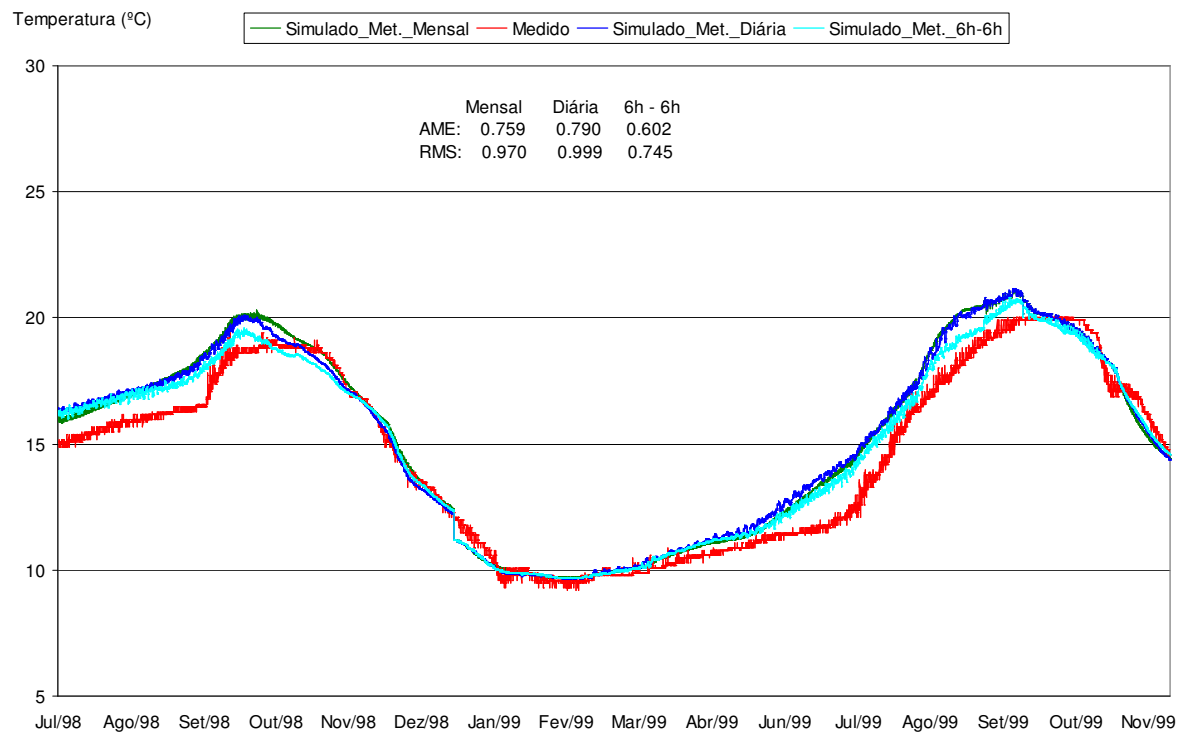


Figura 6.68 - Valores horários da temperatura à cota da tomada de água

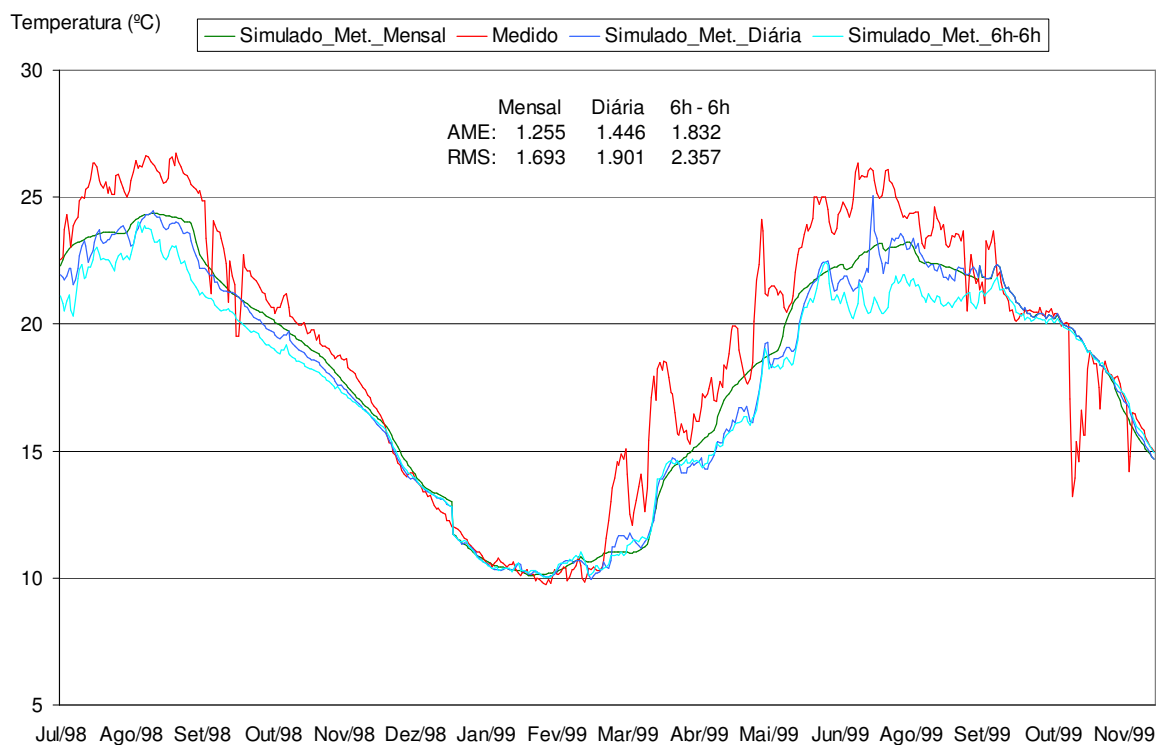


Figura 6.69 - Valores médios diários da temperatura à superfície

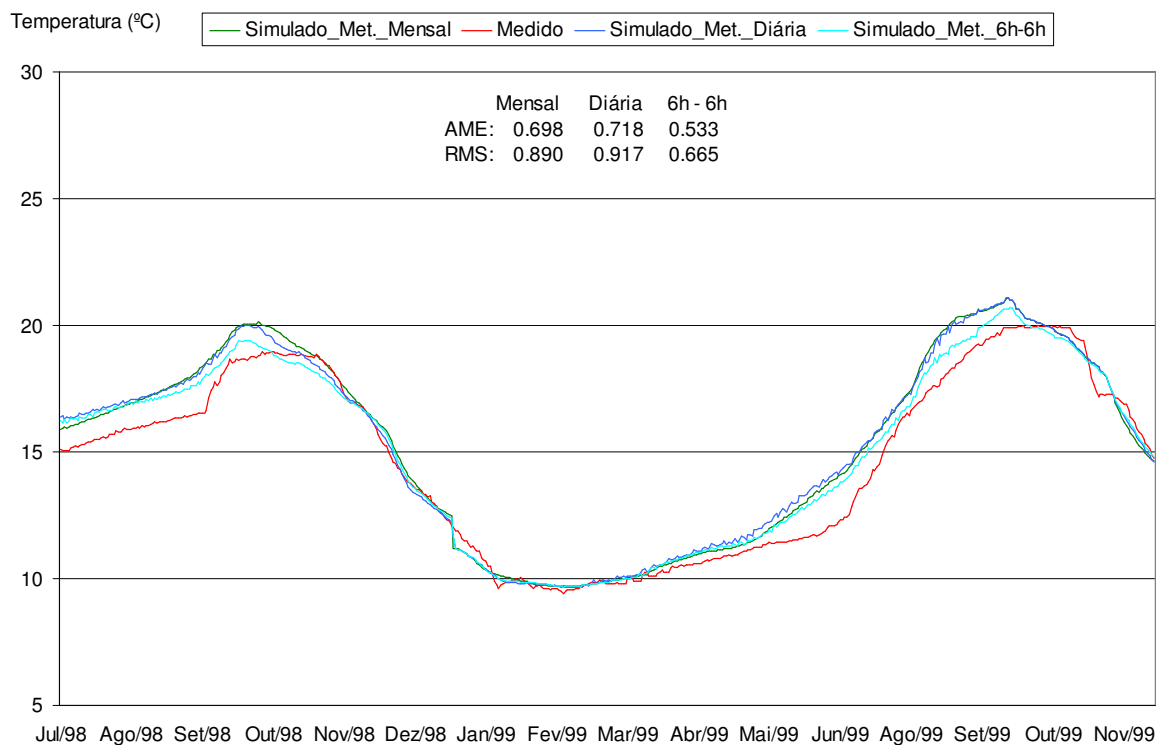


Figura 6.70 - Valores médios diários da temperatura à cota da tomada de água

No que se refere aos resultados do modelo W2, que foram utilizados para estabelecer a comparação com os dados fornecidos pelos termoregistadores, importa referir que estes foram obtidos através de três diferentes exercícios de simulação (“corridas do modelo”). Em qualquer dos casos, o modelo W2 foi programado para fornecer os resultados de hora a hora e para duas camadas diferentes - a referente à superfície da massa de água e a inerente à cota da tomada de água para o circuito hidráulico.

As diferenças entre os exercícios de simulação desenvolvidos situam-se ao nível do grau de discretização adoptado para os dados de entrada, concretamente no que se refere aos parâmetros meteorológicos necessários ao funcionamento do modelo W2. Em seguida, referem-se essas diferenças, estabelecendo-se, simultaneamente, a correspondência com a designação atribuída a cada um dos exercícios de simulação desenvolvidos. Essa designação foi também a utilizada nos gráficos apresentados nas figuras 6.67 a 6.70:

- Simulado\_Met.\_Mensal – considerou-se uma discretização média mensal para os dados de entrada;
- Simulado\_Met.\_Diária – considerou-se uma discretização diária para os dados de entrada;
- Simulado\_Met.\_6h-6h – considerou-se uma discretização de seis em seis horas para os dados de entrada, que é a máxima possível face aos elementos disponíveis.

A análise da Figura 6.67 permite verificar que os resultados de qualquer dos exercícios de simulação desenvolvidos acompanham a tendência de evolução dos valores medidos, embora não consigam descrever todas as flutuações observadas em termos da medição efectuada. Contudo, importa referir que algumas dessas flutuações deverão corresponder a valores espúrios, na medida em que ao longo do período de amostragem se identificaram alguns problemas relativamente ao termoregistador colocado à superfície na albufeira da Aguieira, com destaque para algumas situações em que se verificou que o mesmo se encontrava fora da massa de água, em resultado, por exemplo, do referido cabo de sustentação se ter “embaraçado” na estrutura da barragem.

Comparando os resultados obtidos através dos três exercícios de simulação desenvolvidos, observa-se que as diferenças entre eles não são significativas, como se pode verificar, também, através dos valores das estatísticas AME e RMS, calculadas para estabelecer a comparação, caso a caso, entre os resultados dos exercícios de simulação realizados e os valores obtidos através dos termoregistadores.



Na Figura 6.68 são apresentados o mesmo tipo de resultados, com a diferença de se ter considerado os registos obtidos à cota da tomada de água para o circuito hidráulico e os correspondentes valores inerentes aos exercícios de simulação desenvolvidos. Neste caso verifica-se, como seria de esperar, uma maior aproximação entre os dados de amostragem e os valores simulados, em função, quer da menor variabilidade dos mesmos, quer da ausência de problemas detectados relativamente ao posicionamento do termoregistador. Também neste caso, e por maioria de razão, não foram observadas diferenças significativas entre os resultados do modelo obtidos através dos diferentes exercícios de simulação desenvolvidos, o que pode ser igualmente verificado pelos valores calculados para as estatísticas AME e RMS.

As figuras 6.69 e 6.70 referem-se às mesmas situações que foram analisadas nas figuras 6.67 e 6.68, respectivamente, com a diferença de, neste caso, se ter trabalhado com os valores médios diários, calculados a partir da média aritmética dos valores horários anteriormente considerados. As conclusões a extrair da análise dessas figuras não são diferentes das anteriormente obtidas embora, como seria de esperar, se verifique que as diferenças encontradas se esbatem, comparativamente à situação anteriormente analisada. Contudo, a atenuação das diferenças encontradas é mais uma questão de percepção visual, resultante da observação dos gráficos, do que factual, como se pode verificar através da comparação dos valores obtidos para as estatísticas AME e RMS em cada caso.

Em síntese, pode considerar-se que qualquer um dos três conjuntos de resultados dos exercícios de simulação desenvolvidos descreveram de forma satisfatória, em termos globais, o comportamento da evolução temporal da temperatura da água na albufeira, quer à superfície quer à cota da tomada de água para o circuito hidráulico, nomeadamente neste último caso e em resultado da menor variabilidade dos valores registados; e que não se observaram diferenças significativas entre os resultados dos exercícios de simulação realizados, apesar das diferenças consideradas ao nível da discretização temporal adoptada para os dados de entrada, no que se refere aos parâmetros meteorológicos.

Importa referir que esta última situação contribuiu para a opção tomada, relativamente ao grau de discretização adoptado para os diferentes tipos de dados de entrada, necessários ao funcionamento de qualquer dos modelos de simulação utilizados no estudo desenvolvido. No essencial, esses dados de entrada referem-se aos dados meteorológicos e à caracterização, quantitativa e qualitativa, das afluências ao sistema submetido a simulação.

No âmbito do trabalho de investigação desenvolvido foram efectuados múltiplos testes, com qualquer dos modelos de simulação matemática da qualidade da água utilizados (WQ e W2), considerando um nível de discretização diário e mensal relativamente aos dados de entrada necessários ao funcionamento dos modelos. Contudo, é importante salientar que os referidos testes foram realizados apenas no que se refere aos dados meteorológicos e às características quantitativas das afluências à albufeira, na medida em que, no que se refere à caracterização qualitativa das referidas afluências, não se dispunha de dados com uma discretização temporal inferior à mensal.

Assim, os testes desenvolvidos compararam os resultados dos modelos, considerando os dois anos submetidos a simulação, diferentes parâmetros descritores da qualidade da água e discretização diária e mensal relativamente aos dados de entrada referidos. Das comparações realizadas, concluiu-se que não se registaram diferenças significativas nos resultados dos modelos, em função do diferente grau de discretização considerado para os dados de entrada, à excepção do observado nos meses de Setembro e Outubro do ano de 1999, em que a discretização diária dos referidos dados permitiu um melhor ajustamento dos resultados do modelo aos dados de monitorização.

É grande a probabilidade desta última situação estar associada aos elevados volumes de água bombeada a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, durante o ano de 1999, e em particular durante os meses de Setembro e Outubro (quadros 5.4 e 5.6 do Capítulo 5), com a particularidade de, nesses meses, as operações de bombeamento terem sido concentradas, maioritariamente, em períodos de 5 horas, durante a noite.

Face ao exposto, optou-se por considerar, no que se refere aos exercícios de simulação finais desenvolvidos através dos dois modelos utilizados, os níveis de discretização, relativos aos dados de entrada necessários ao seu funcionamento, que em seguida se apresentam:

- Para o ano de 1998 considerou-se uma discretização média mensal dos principais dados de entrada.
- Para o ano de 1999 considerou-se o mesmo nível de discretização temporal, à excepção do adoptado para os meses de Setembro e Outubro. Para esses meses considerou-se discretização média diária para os dados meteorológicos e para as afluências à massa de água, correspondentes aos três ramos e aos dois tributários, sendo que no que se refere ao tributário inerente ao bombeamento a partir da Raiva se consideraram as afluências concentradas ao longo de cinco horas, no período nocturno. Adicionalmente, para o referido tributário, foi também considerada uma

discretização média diária para os valores inerentes à temperatura da água bombeada. Apesar de, relativamente à caracterização qualitativa das afluências à albufeira, não se dispor de dados com uma discretização temporal inferior à mensal, foi possível estimar os referidos valores inerentes à temperatura da água bombeada, através dos registos obtidos com os termoregistadores colocados na albufeira da Raiva.

#### **6.5.4 – Oxigénio dissolvido**

##### **6.5.4.1 - Introdução**

De acordo com o referido anteriormente, nomeadamente no Capítulo 1, o oxigénio dissolvido (OD) é um parâmetro de particular importância na maioria dos estudos sobre a qualidade das massas de água naturais, podendo ser considerado como a variável por excelência para a definição “do estado de qualidade do ecossistema aquático” (THOMANN e MUELLER, 1987).

É possível a ocorrência de situações em que a qualidade da água apresenta alterações que comprometem a sua utilização para determinados fins, sem que se registem variações significativas relativamente à concentração de OD. Contudo, é consensualmente aceite que na maioria dos casos em que se verificam problemas de qualidade da água em meios naturais, esses problemas são traduzidos, também, por alterações em termos dos teores de OD.

Este facto justifica que o OD tenha sido, em conjunto com a temperatura, um dos dois parâmetros descritores da qualidade da água que foram analisados com particular detalhe no âmbito do trabalho de investigação desenvolvido, em consonância com o assumido desde o início do mesmo.

Atendendo a que a concentração de OD numa massa de água depende de diferentes fontes (rearejamento atmosférico, fotossíntese e concentração nas afluências) e sumidouros (processos de oxidação e respiração), a análise de alguns parâmetros e variáveis envolvidos nesses processos foi também realizada, embora, prioritariamente, na perspectiva dos seus efeitos sobre a referida concentração de OD, sendo posteriormente apresentada noutras secções do presente Capítulo 6.

Nas duas secções seguintes será desenvolvida a análise do comportamento da concentração de OD na albufeira da Aguieira, durante o período inerente aos anos de 1998 e 1999. Essa análise será realizada de forma em tudo idêntica à considerada anteriormente em relação à temperatura, tanto no que se refere aos perfis verticais, incluindo a apresentação das estatísticas AME e RMS, como no que diz respeito aos perfis longitudinais. A excepção refere-se às séries temporais, uma vez que os correspondentes resultados de amostragem inerentes à temperatura foram obtidos através de termoregistadores, não se dispondo de registos do mesmo tipo relativamente à concentração de OD, pelo que não é possível a consideração das referidas séries.

#### 6.5.4.2 – Perfis verticais

Nas figuras 6.71 a 6.88 são apresentados os perfis verticais dos dados de amostragem disponíveis para o ano de 1998, sendo estabelecida a comparação dos mesmos com os resultados obtidos através da aplicação dos modelos WQ e W2 à albufeira da Aguieira, para esse ano.

A análise dos dados de amostragem permite verificar que a evolução temporal dos perfis verticais da concentração de OD segue um padrão bastante semelhante ao anteriormente obtido relativamente à temperatura. Com efeito, durante os primeiros meses do ano, verifica-se que a concentração de OD se mantém relativamente homogénea ao longo da coluna de água. A partir do final do mês de Março/início do mês de Abril, é possível observar os primeiros sinais da estratificação da concentração de OD ao longo da coluna de água, que em seguida se vai intensificando.

Essa estratificação assume um maior significado durante o período mais quente do ano, correspondente aos meses de Junho, Julho, Agosto e Setembro, observando-se uma rápida diminuição dos teores de OD nos primeiros 10 m a 12 m de profundidade, registando-se em seguida uma redução bastante mais gradual dos valores da concentração de OD com o aumento da profundidade. Durante este período, nas camadas mais profundas da albufeira, é possível observar valores da concentração de OD muito baixos, sendo inferiores a 1 mg/L a partir do mês de Junho.

Importa referir que, no mês de Setembro, o perfil vertical da concentração de OD apresenta algumas diferenças comparativamente ao observado nos meses anteriores. Com efeito, nos primeiros metros da coluna de água o teor de OD mantém-se aproximadamente constante,

verificando-se uma rápida redução do mesmo entre os 10 m e os 20 m de profundidade, para em seguida, a partir dos cerca de 30 m de profundidade, se observar que os valores da concentração de OD são inferiores a 1 mg/L, afectando dessa forma os 40 m mais profundos da coluna de água.

No mês de Outubro esta situação evoluiu, verificando-se que a homogeneidade dos valores da concentração de OD se mantém ao longo dos primeiros 20 m de profundidade. Esses valores reduzem-se rapidamente entre os 20 m e os 30 m de profundidade, para se apresentarem inferiores a 1 mg/L ao longo dos últimos 30 m da coluna de água, ou seja entre os 40 m e os 70 m de profundidade.

De acordo com os resultados de amostragem, durante o mês de Novembro, os valores da concentração de OD já se apresentam mais homogéneos ao longo de toda a coluna de água, embora sejam ainda relativamente baixos (inferiores a 5 mg/L). Por outro lado, no mês de Dezembro, os teores de OD já se apresentam perfeitamente uniformes ao longo de toda a coluna de água, tendo-se também verificado a sua recuperação para valores da ordem dos 7 mg/L.

Esta alternância entre um período de homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo da coluna de água, que se regista no início e no final do ano correspondendo aos meses mais frios do mesmo, e um período de estratificação em que os teores de OD apresentam diferenças significativas ao longo do perfil vertical que descreve o comportamento da massa de água, registando-se concentrações muito baixas nas camadas mais profundas da mesma, é característica de lagos e albufeiras localizados em regiões temperadas (secção 2.3.4 do Capítulo 2), fazendo-se sentir com maior ou menor intensidade em função das especificidades inerentes a cada caso.

Por outro lado, essa alternância entre períodos de mistura completa e de estratificação, observada para os teores de OD, não só acompanha o tipo de evolução verificado relativamente aos valores da temperatura, de acordo com o anteriormente referido na presente secção, mas é também substancialmente condicionada pelo próprio comportamento térmico da massa de água, em consonância com o descrito na secção 2.3.4 do Capítulo 2.

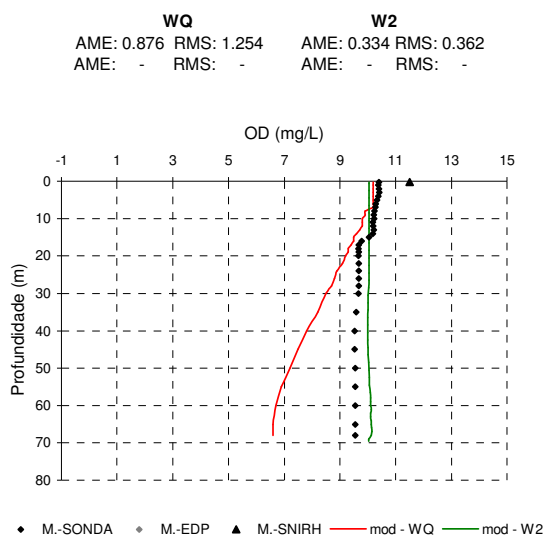


Figura 6.71 - Perfil de OD 27/01/1998

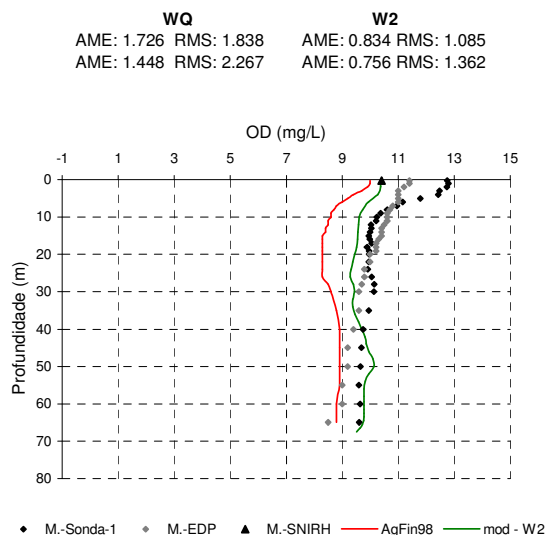


Figura 6.72 - Perfil de OD 19/02/1998

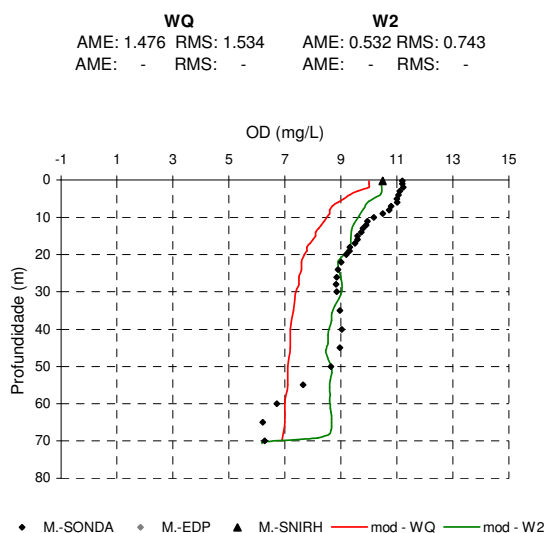


Figura 6.73 - Perfil de OD 12/03/1998

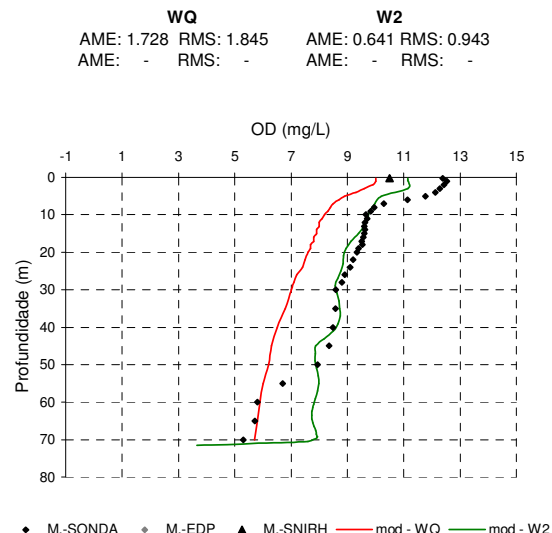


Figura 6.74 - Perfil de OD 26/03/1998

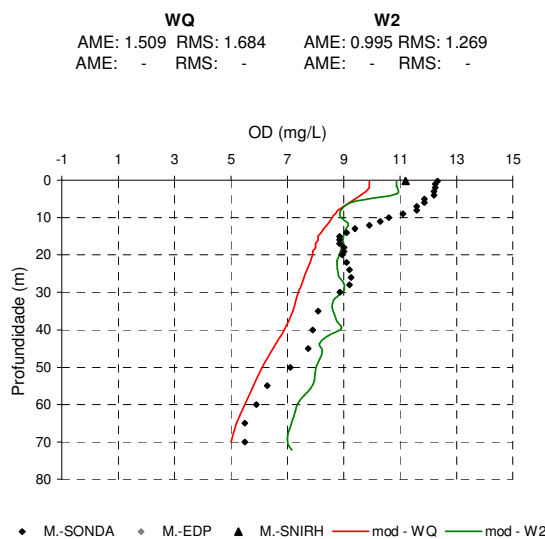


Figura 6.75 - Perfil de OD 16/04/1998

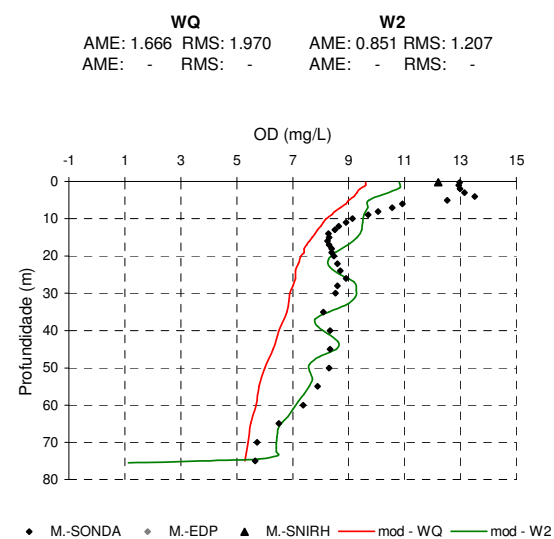


Figura 6.76 - Perfil de OD 07/05/1998

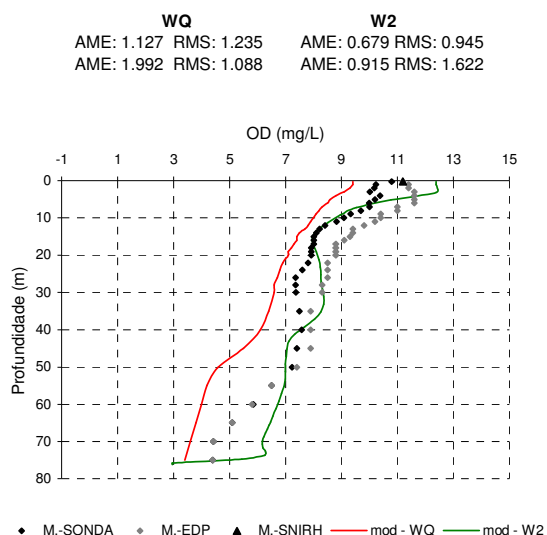


Figura 6.77 - Perfil de OD 21/05/1998

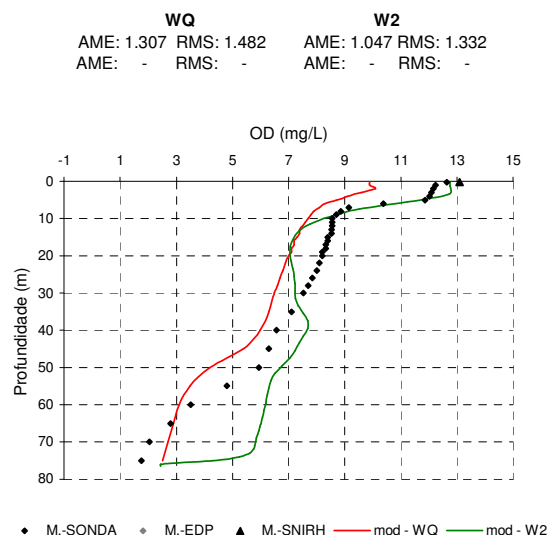


Figura 6.78 - Perfil de OD 04/06/1998

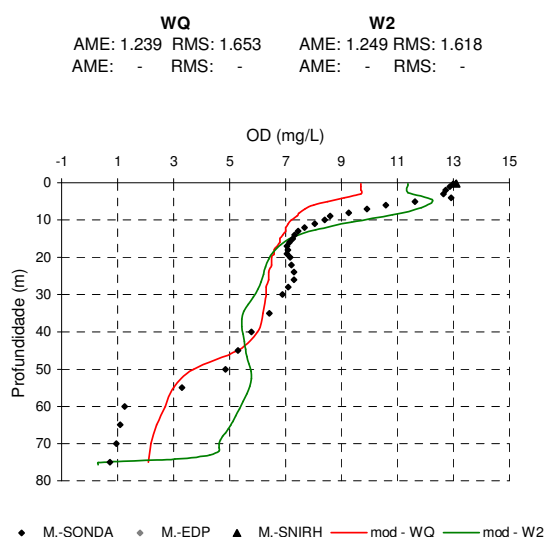


Figura 6.79 - Perfil de OD 18/06/1998

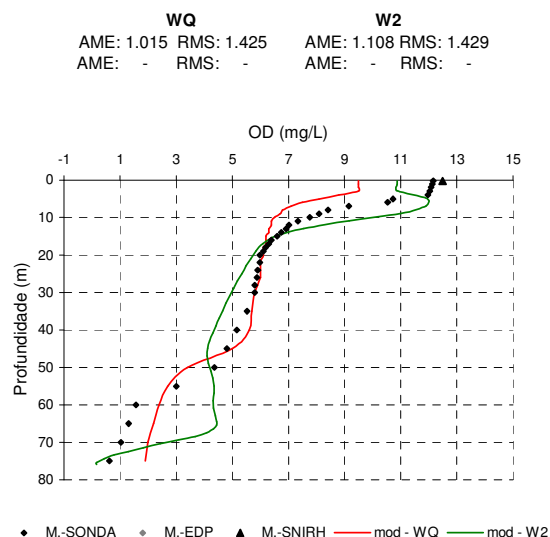


Figura 6.80 - Perfil de OD 02/07/1998

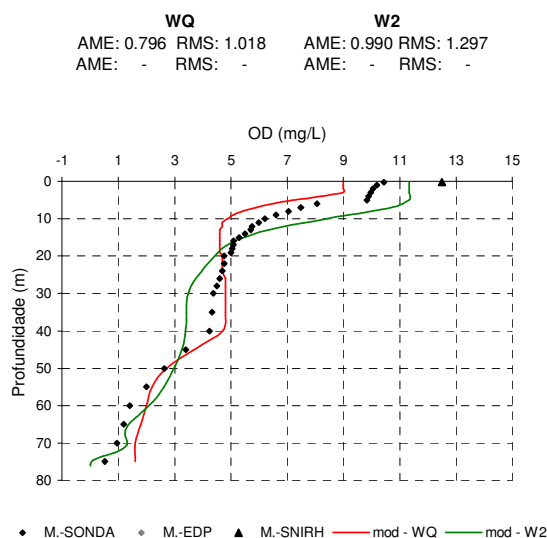


Figura 6.81 - Perfil de OD 21/07/1998

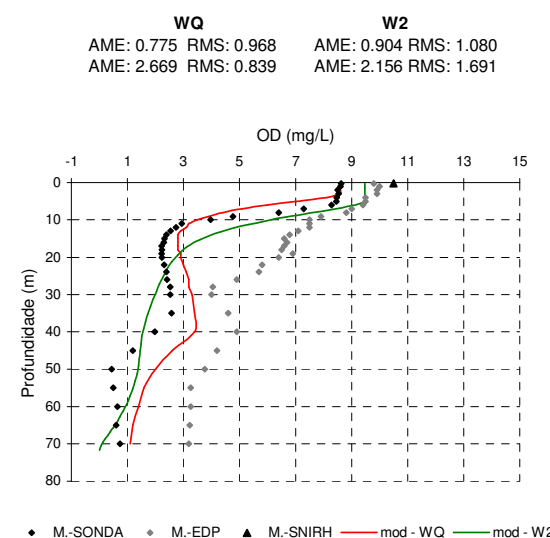


Figura 6.82 - Perfil de OD 18/08/1998

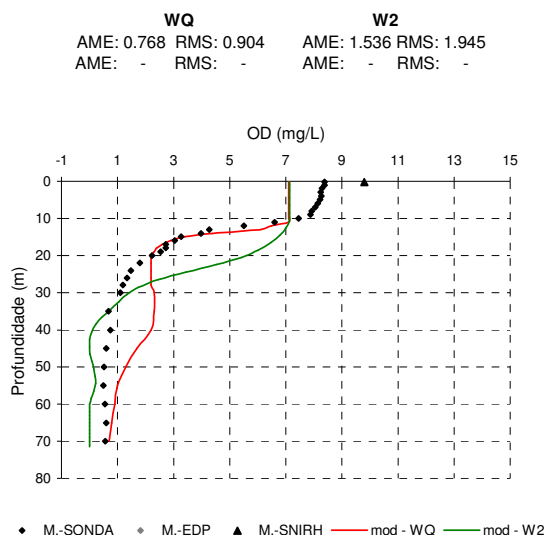


Figura 6.83 - Perfil de OD 10/09/1998

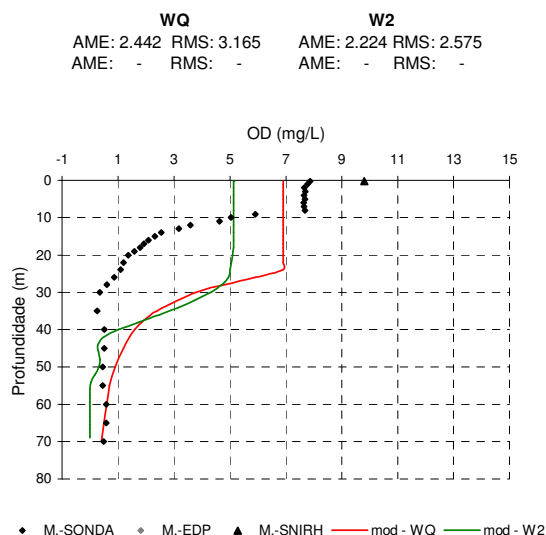


Figura 6.84 - Perfil de OD 24/09/1998

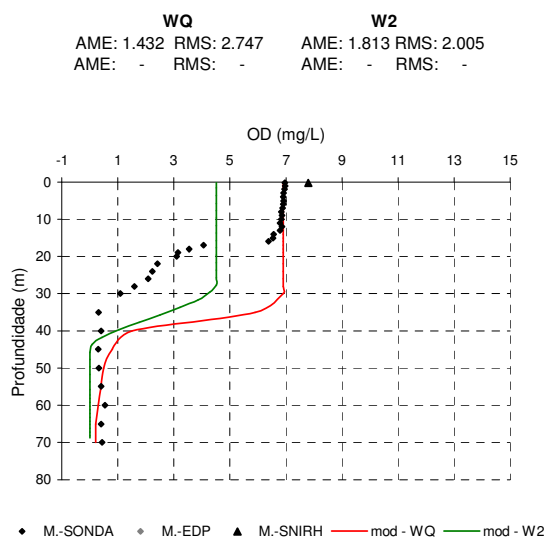


Figura 6.85 - Perfil de OD 08/10/1998

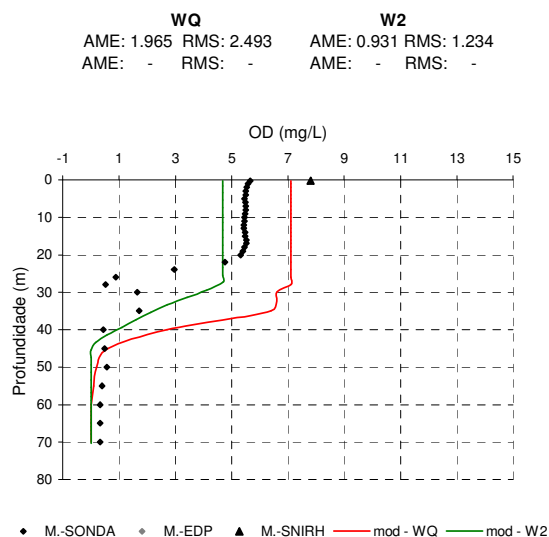


Figura 6.86 - Perfil de OD 22/10/1998

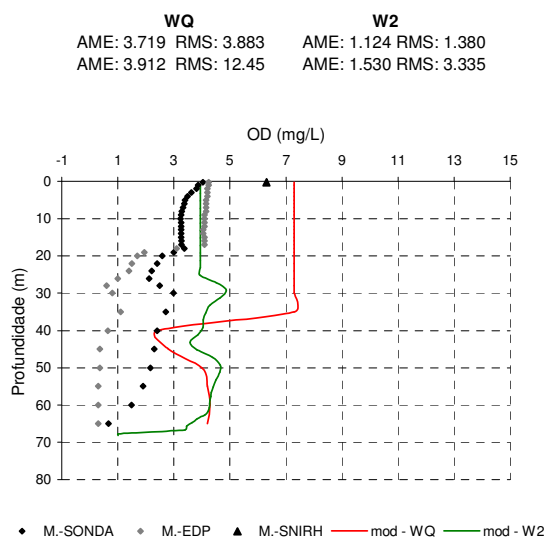


Figura 6.87 - Perfil de OD 12/11/1998

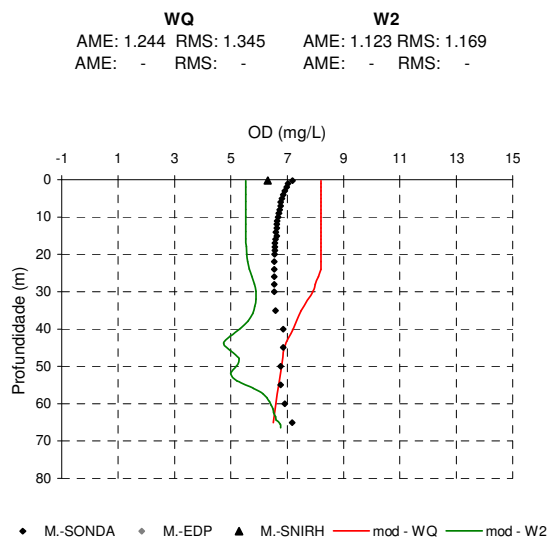


Figura 6.88 - Perfil de OD 10/12/1998



No que diz respeito aos dados de amostragem, verificou-se uma aproximação aceitável entre os registos obtidos através da sonda multi-paramétrica (M.-SONDA) e os resultados da monitorização efectuada pela LABLEEC (M.-EDP). Esta aproximação é maior nos meses de Fevereiro e Maio, do que nos meses de Agosto e Novembro. As diferenças encontradas poderão ser explicadas, pelo menos em parte, pelo facto das campanhas de amostragem terem sido realizadas em datas próximas, mas não coincidentes. De qualquer forma, a tendência de evolução dos valores da concentração de OD é semelhante, independentemente do conjunto de dados de amostragem considerado.

Em relação ao ajustamento entre os resultados dos modelos utilizados (WQ e W2) e os dados de amostragem, considera-se que este pode ser classificado como satisfatório, apesar de menos bem conseguido do que o obtido relativamente à temperatura. Esta situação poderá dever-se ao facto dos teores de OD, comparativamente aos valores da temperatura, dependerem de um número bastante superior de parâmetros e variáveis, determinando sempre maiores dificuldades no que se refere ao seu ajustamento. De qualquer forma, considera-se que qualquer dos modelos utilizados descreveu bastante bem a evolução temporal dos perfis verticais inerentes à concentração de OD, ao longo do ano de 1998. A principal excepção a esta situação corresponde ao verificado no mês de Novembro, nomeadamente quando se consideram os resultados inerentes ao modelo WQ.

As maiores diferenças entre os resultados obtidos através dos dois modelos correspondem aos períodos inerentes ao início e ao final do ano. De facto, no período compreendido entre os meses de Janeiro e Maio, observou-se que aos resultados do modelo WQ corresponderam valores da concentração de OD ligeiramente mais baixos que os obtidos através do modelo W2. Por outro lado, nos meses de Setembro a Novembro, e em particular no mês de Outubro, a tendência verificada foi para os resultados do modelo WQ serem mais elevados do que os do modelo W2, nomeadamente no que se refere às camadas mais superficiais da albufeira. Nos meses correspondentes ao período mais quente do ano não se identificaram diferenças significativas nos resultados obtidos com os dois modelos, apesar da ligeira tendência dos valores fornecidos pelo modelo W2 serem, nos primeiros metros da coluna de água, ligeiramente superiores aos inerentes ao modelo WQ, aproximando-se mais dos registos de amostragem.

Esta última situação poderá justificar-se pelo facto do modelo W2 possuir uma maior capacidade de simulação do comportamento da biomassa algal, comparativamente ao modelo WQ. De facto, nos meses mais quentes do ano, os valores da concentração de OD monitorizados à superfície são bastante elevados, verificando-se nalguns casos situações

de sobresaturação, o que deverá estar associado a uma maior concentração da biomassa algal, sendo mais difícil ao modelo WQ descrever este tipo de situações, em função da sua formulação específica.

Assim, e à semelhança do anteriormente verificado em relação à temperatura, considera-se que não é fácil identificar qual dos dois modelos descreveu de maneira mais ajustada o comportamento da concentração de OD na massa de água. No entanto, e apesar de nalgumas datas se ter observado um melhor ajustamento entre os resultados do modelo WQ e os valores de amostragem, entende-se que é possível concluir que, em termos globais, se observa um ajustamento ligeiramente melhor entre os resultados do modelo W2 e os dados de amostragem. Só é possível extrair esta conclusão através da análise dos resultados obtidos para as estatísticas AME e RMS, que são ligeiramente favoráveis ao modelo W2, quando se considera a globalidade dos resultados inerentes ao ano de 1998.

Nas figuras 6.89 a 6.100 são apresentados os perfis verticais correspondentes ao ano de 1999, contemplando quer os dados de amostragem quer os resultados obtidos através dos modelos WQ e W2.

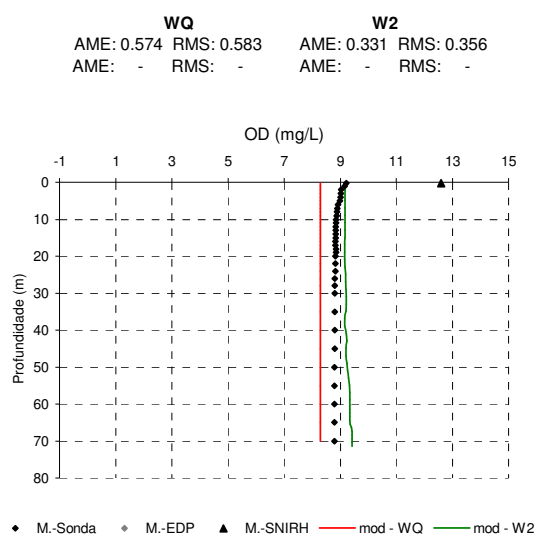


Figura 6.89 - Perfil de OD 20/01/1999

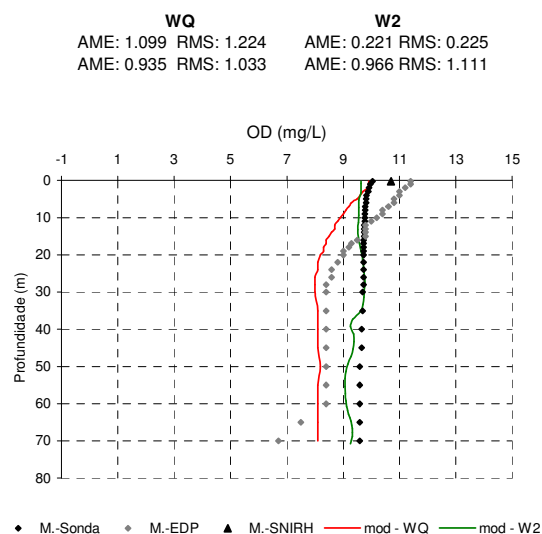


Figura 6.90 - Perfil de OD 11/02/1999

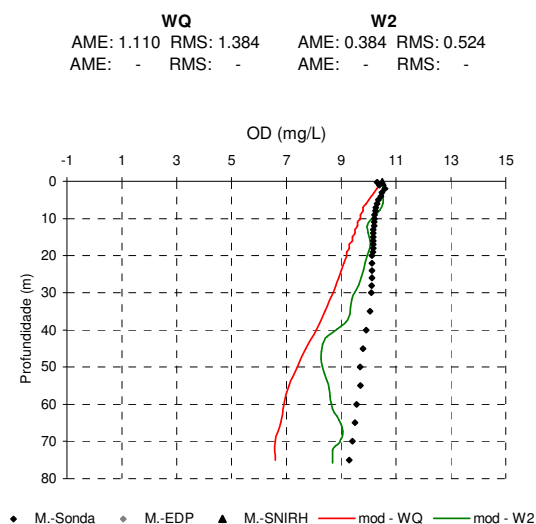


Figura 6.91 - Perfil de OD 10/03/1999

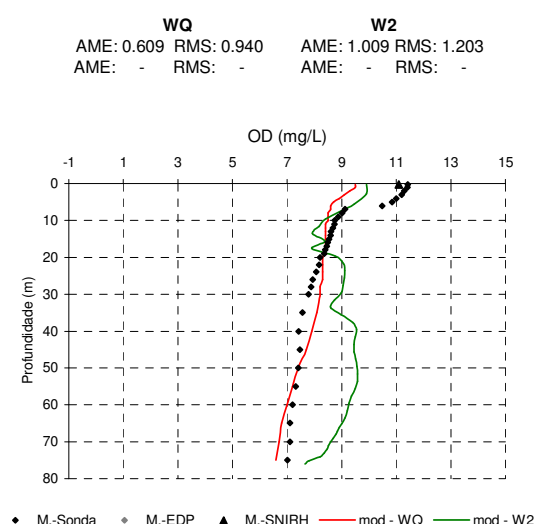


Figura 6.92 - Perfil de OD 14/04/1999

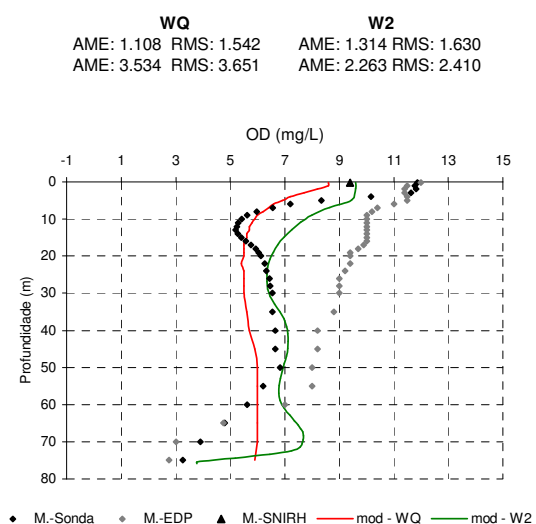


Figura 6.93 - Perfil de OD 13/05/1999

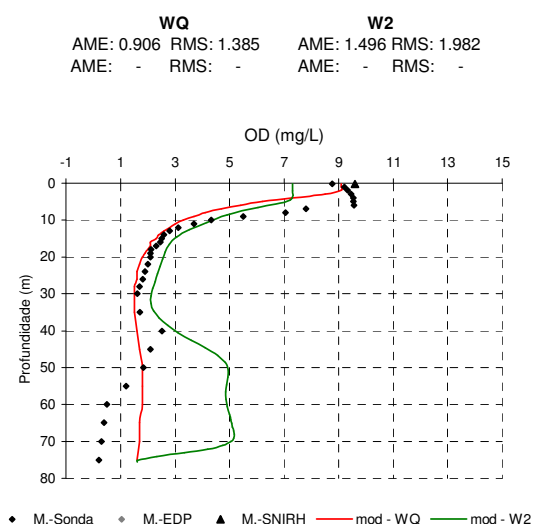


Figura 6.94 - Perfil de OD 22/06/1999

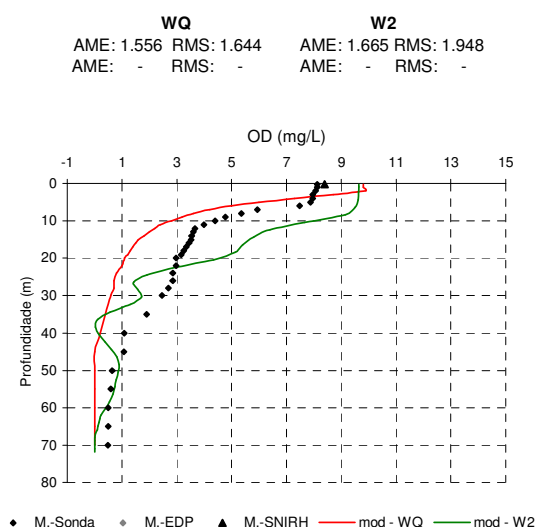


Figura 6.95 - Perfil de OD 20/07/1999

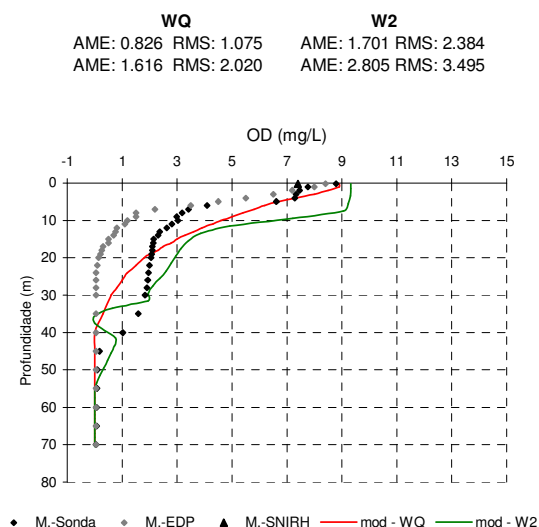


Figura 6.96 - Perfil de OD 21/08/1999

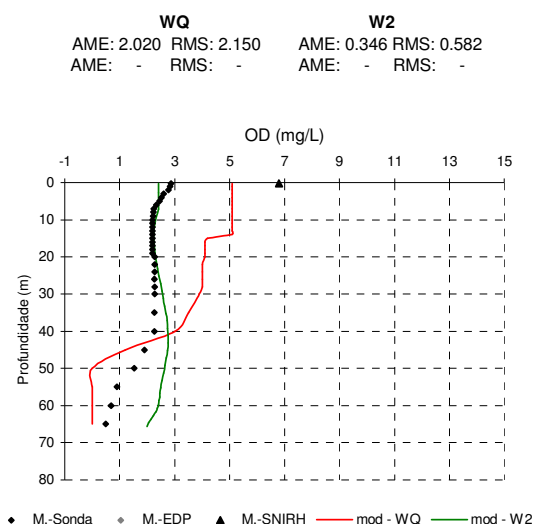


Figura 6.97 - Perfil de OD 21/09/1999

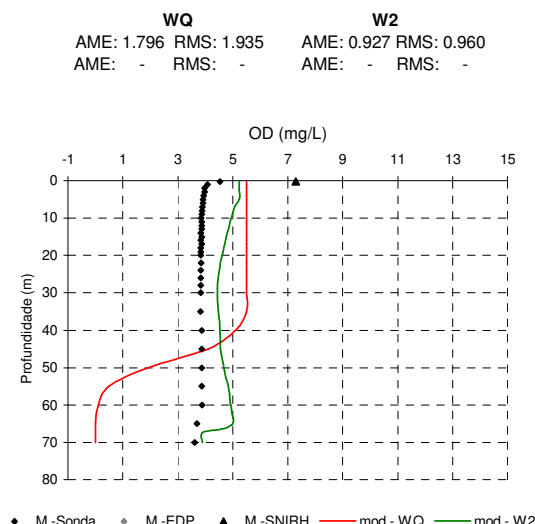


Figura 6.98 - Perfil de OD 14/10/1999

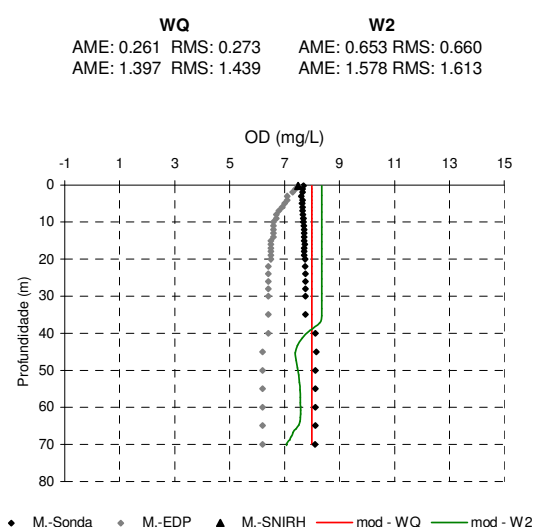


Figura 6.99 - Perfil de OD 25/11/1999

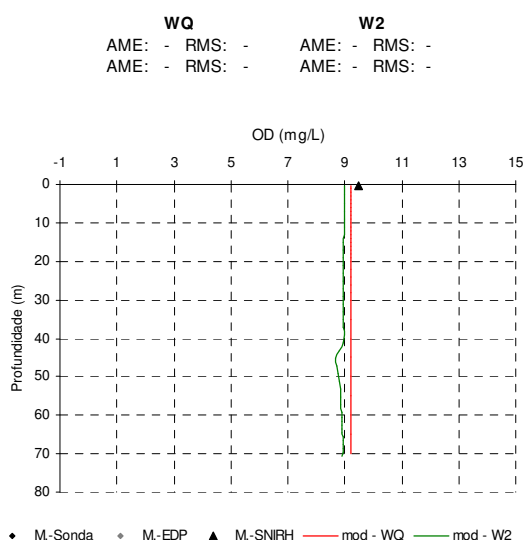


Figura 6.100 - Perfil de OD 01/12/1999

Estabelecendo uma análise idêntica à efectuada relativamente ao ano de 1998, e apesar do número de dias em que foram realizadas amostragens com a sonda multi-paramétrica ser inferior no ano de 1999, verifica-se que a evolução do comportamento da concentração de OD na albufeira da Aguieira é, em termos globais, bastante semelhante em qualquer dos anos considerados, no que se refere ao período entre os meses de Janeiro e Agosto.

Apesar disso, entendeu-se que seria útil identificar algumas pequenas diferenças encontradas nos valores da concentração de OD no ano de 1999, face ao observado no ano de 1998, no período correspondente aos primeiros oito meses do ano e tendo em consideração os dados de amostragem.

Assim, nos meses de Março e Abril de 1999 (figuras 6.91 e 6.92) os valores observados nas camadas mais profundas da albufeira são ligeiramente superiores aos registados para os mesmos meses em 1998 (figuras 6.73, 6.74 e 6.75); enquanto que no mês de Maio se verifica a situação inversa, com os valores observados em 1999 (Figura 6.93), nas camadas mais profundas, a serem inferiores aos monitorizados em 1998 (figuras 6.76 e 6.77).

No mês de Junho de 1999 (Figura 6.94), a estratificação dos valores da concentração de OD encontra-se mais marcada, registando-se uma descida mais acentuada dos correspondentes valores nas camadas mais superficiais da massa de água, comparativamente à situação observada em igual período no ano de 1998 (figuras 6.78 e 6.79).

Nos meses de Julho e Agosto os perfis verticais da concentração de OD são bastante semelhantes nos dois anos considerados, correspondendo ao período do ano em que a estratificação dos teores de OD é mais evidente e marcada, como se pode verificar através da análise comparativa das figuras 6.95 e 6.96, inerentes ao ano de 1999, face às figuras 6.80, 6.81 e 6.82, relativas ao ano de 1998.

No entanto, é a partir do mês de Setembro que se verificam diferenças significativas relativamente à distribuição dos valores da concentração de OD ao longo da coluna de água, quando se estabelece a comparação entre os resultados observados nos dois anos analisados.

Com efeito, enquanto que nos meses de Setembro e Outubro de 1998 (figuras 6.83 a 6.86) a estratificação dos valores da concentração de OD ainda está perfeitamente marcada, apesar do gradiente mais acentuado se observar em camadas mais profundas de acordo com o anteriormente referido, em Setembro de 1999 (Figura 6.97) já se observa uma grande homogeneização dos teores de OD ao longo da coluna de água, passando esta homogeneização a ser completa no mês de Outubro (Figura 6.98).

Assim, verifica-se que em 1999 o processo de erosão da estratificação dos valores da concentração de OD, que conduz à homogeneização dos mesmos ao longo de toda a coluna de água, se iniciou cerca de 50 a 60 dias mais cedo no ano, comparativamente ao observado em 1998.

No entanto, importa referir que no mês de Setembro de 1999 se observaram concentrações de OD inferiores a 3 mg/L ao longo de toda a coluna de água, tendo-se verificado uma

situação já mais favorável em Outubro do mesmo ano, com os correspondentes valores de concentração a variarem entre 5 mg/L e 3.5 mg/L.

No mês de Novembro de 1999 (Figura 6.99) mantém-se a completa homogeneização dos teores de OD ao longo de toda a coluna de água, sendo os correspondentes valores da ordem das 8 mg/L, evidenciando assim uma boa recuperação face ao observado nos dois meses anteriores. Estabelecendo a comparação com o verificado em Novembro de 1998 (Figura 6.87), conclui-se que os valores observados em 1999 não só apresentam uma maior homogeneização ao longo da coluna de água, como são também bastante superiores aos registados em 1998.

Finalmente, no que se refere ao mês de Dezembro, e apesar de em 1999 não se dispor de dados de amostragem ao longo da coluna de água, considera-se que a distribuição vertical dos valores da concentração de OD é semelhante para qualquer dos anos analisados, traduzindo uma situação característica de mistura completa.

A explicação para as significativas diferenças verificadas em termos do comportamento da concentração de OD na albufeira da Aguieira, entre os anos de 1998 e 1999 e no que se refere ao período do ano compreendido entre os meses de Setembro e Novembro, deverá residir, à semelhança do anteriormente descrito em relação à temperatura da massa de água (secção 6.5.3.2), nas diferenças registadas em termos do regime de exploração do aproveitamento.

É importante recordar que essas diferenças se referem, no essencial, ao volume de água bombeado a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, que no ano de 1998 representou 16.7% das afluências totais a essa massa de água, enquanto que no ano de 1999 correspondeu a 75.6% das mesmas (Quadro 5.6). Adicionalmente, verificou-se também que o caudal médio bombeado, durante os meses de Agosto, Setembro, Outubro e Novembro, a partir do contra-embalse para a albufeira principal, foi de 8 m<sup>3</sup>/s em 1998 e de 100 m<sup>3</sup>/s em 1999 (Quadro 5.4).

Face a esta situação, considera-se que é legítimo concluir que foram as diferenças registadas ao nível dos volumes de água bombeados para a albufeira da Aguieira que justificam a alteração de comportamento observada relativamente à evolução dos valores da concentração de OD, verificada em 1999 face a 1998.

Importa agora tentar extrair ilações relativamente aos potenciais efeitos que estas diferenças determinaram sobre a qualidade da água da albufeira da Aguieira, tendo em consideração os valores obtidos para a concentração de OD. Face aos dados disponíveis, considera-se que o facto de se ter verificado uma homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo de toda a coluna de água bastante mais cedo no ano, acompanhada também por uma recuperação mais precoce dos correspondentes teores para níveis mais elevados, configura um efeito que deve ser considerado positivo em termos da qualidade da água da albufeira. Contudo, reserva-se a possibilidade de confirmar, ou não, esta afirmação, em função da análise que será desenvolvida na secção seguinte, relativamente aos perfis longitudinais dos valores da concentração de OD.

No que se refere à comparação entre os dois conjuntos de registos de monitorização, referentes aos perfis verticais da concentração de OD, e considerando as quatro datas em que é possível estabelecer essa comparação (figuras 6.90, 6.93, 6.96 e 6.99), verifica-se que os correspondentes resultados são bastante semelhantes nos meses de Fevereiro, Agosto e Novembro do ano de 1999. No que se refere ao mês de Maio, já se registam algumas diferenças, nomeadamente nas camadas da massa de água localizadas mais próximo da superfície da mesma. Essas diferenças poderão ser justificadas, pelo menos em parte e mais uma vez, pelo facto dos dias de amostragem, embora próximos, não serem coincidentes.

Quando se estabelece a comparação entre os resultados dos dois modelos utilizados (WQ e W2) com os dados de amostragem, verifica-se que foi possível obter um ajustamento bastante satisfatório. De facto, qualquer dos modelos revelou, no global, a capacidade de descrever o comportamento dos valores da concentração de OD, quer no que se refere à discretização vertical desses valores quer no que diz respeito à evolução temporal dos mesmos, durante o ano de 1999, apesar das diferenças observadas relativamente ao regime de exploração do aproveitamento entre os anos de 1999 e de 1998.

Relativamente à comparação entre os resultados obtidos, para o ano de 1999, através dos dois modelos utilizados, verifica-se que os valores das estatísticas AME e RMS são globalmente bastante semelhantes, sendo pontualmente favoráveis a um ou outro dos modelos, consoante a data específica considerada, esbatendo-se mesmo as ligeiras diferenças que foram encontradas quando se estabeleceu a mesma comparação relativamente aos resultados inerentes ao ano de 1998.

No entanto, importa realçar algumas diferenças que foram identificadas em relação à capacidade de cada um dos modelos em descrever o comportamento da concentração de OD, durante o ano de 1999.

Assim, no que se refere aos resultados do modelo W2, verificou-se uma maior dificuldade dos mesmos em descrever o comportamento da concentração de OD nas camadas mais profundas da massa de água, nos meses de Abril, Maio e, sobretudo, Junho (figuras 6.92, 6.93 e 6.94, respectivamente). Por outro lado, observou-se que no mês de Setembro junto à superfície (Figura 6.97) e no mês de Outubro em profundidade (Figura 6.98) os resultados do modelo WQ se afastaram dos valores de amostragem, no primeiro caso por excesso e no segundo por defeito. Esta situação poderá estar relacionada com a maior inércia demonstrada pelos resultados do modelo WQ em reagir ao processo de erosão da termoclina, de acordo com o identificado na análise desenvolvida anteriormente em relação à temperatura da massa de água (secção 6.5.3.2).

Em seguida serão apresentados, à semelhança do anteriormente efectuado em relação à temperatura (secção 6.5.3.2) alguns dos perfis verticais obtidos em outras secções da albufeira da Aguieira, localizadas em segmentos mais a montante na massa de água, concretamente os inerentes a Ponte Mondego Dão (PMD), Ponte de Pinheiro de Ázere (PPA) e Ponte de Santa Comba Dão (PSC).

Para cada uma das três secções referidas seleccionaram-se três diferentes datas de amostragem. Para cada uma das secções e para cada uma das datas são apresentados, seguindo a estratégia que tem vindo a ser adoptada, quer os dados de amostragem quer os correspondentes resultados de simulação, neste último caso considerando apenas os inerentes ao modelo W2, na medida em que é o único que, em função da sua bidimensionalidade, tem capacidade de discretização longitudinal ao longo da massa de água.

As datas seleccionadas correspondem aos meses de Maio, Julho e Setembro de 1999, e foram escolhidas de forma a possibilitar a apresentação de informação inerente ao período em que se começa a estabelecer a estratificação relativamente aos valores da concentração de OD; ao período em que a referida estratificação está mais marcada; e ao período em que a mesma deixa de se fazer sentir, respectivamente. Os correspondentes perfis verticais da concentração de OD são apresentados nas figuras 6.101 a 6.109.



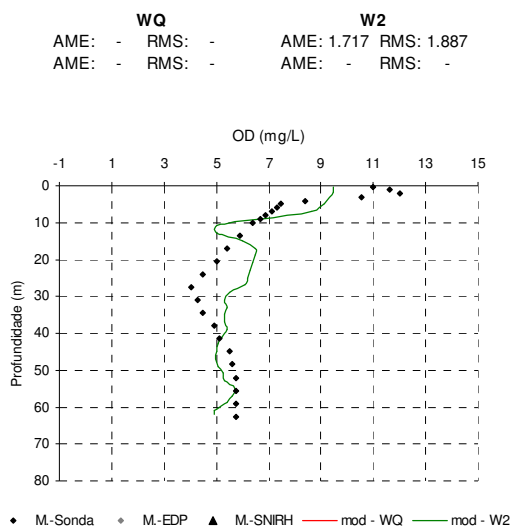


Figura 6.101 - Perfil de OD (PMD) 13/05/1999

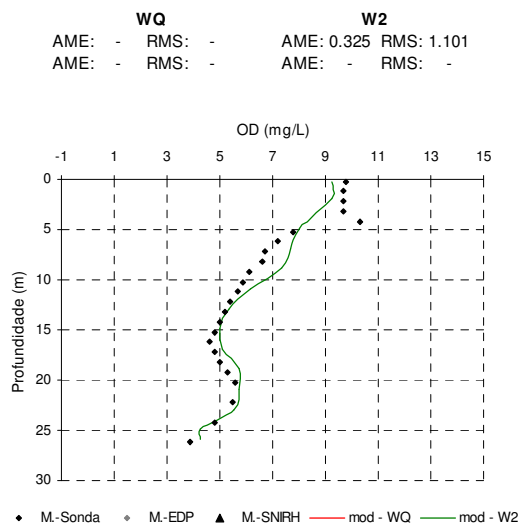


Figura 6.102 - Perfil de OD (PPA) 13/05/1999

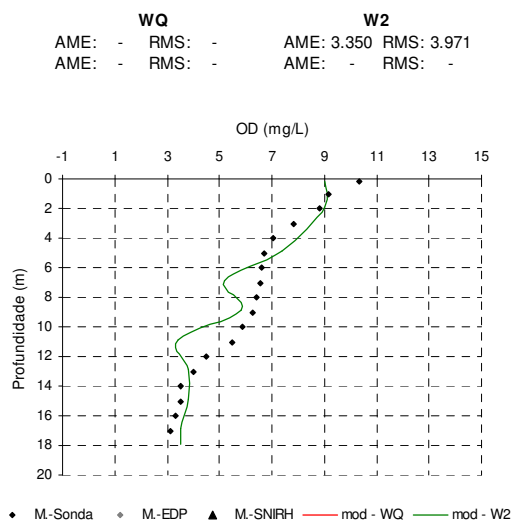


Figura 6.103 - Perfil de OD (PSC) 13/05/1999

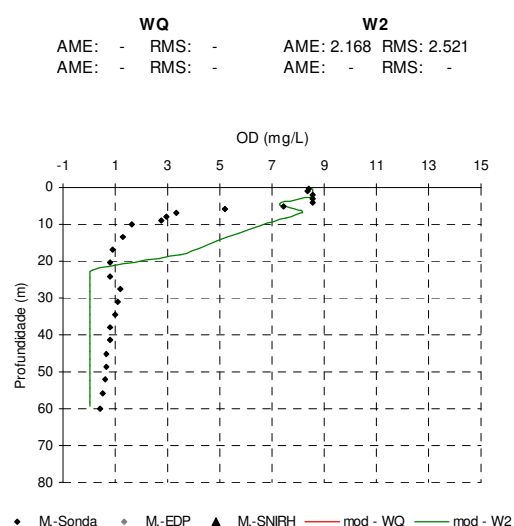


Figura 6.104 - Perfil de OD (PMD) 20/07/1999

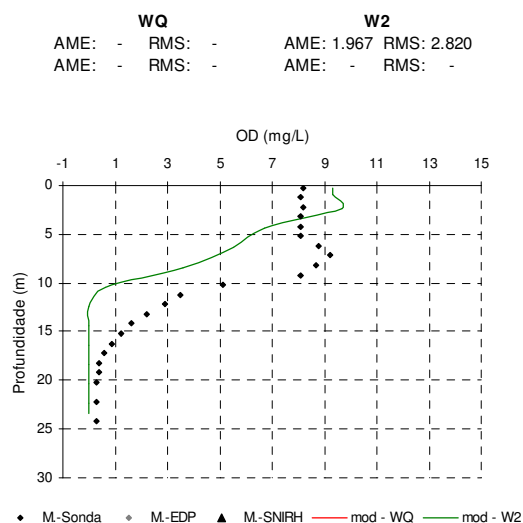


Figura 6.105 - Perfil de OD (PPA) 20/07/1999

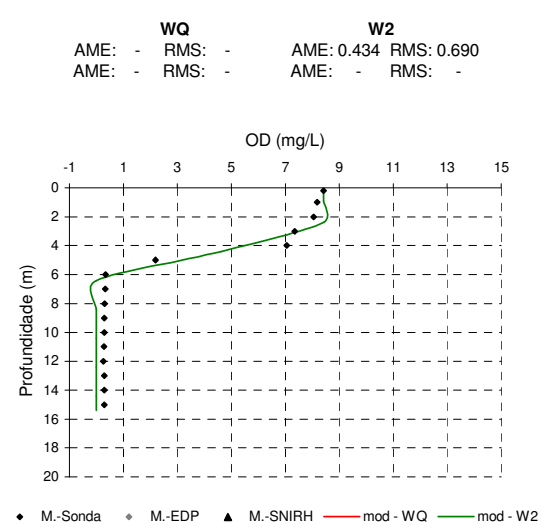


Figura 6.106 - Perfil de OD (PSC) 20/07/1999

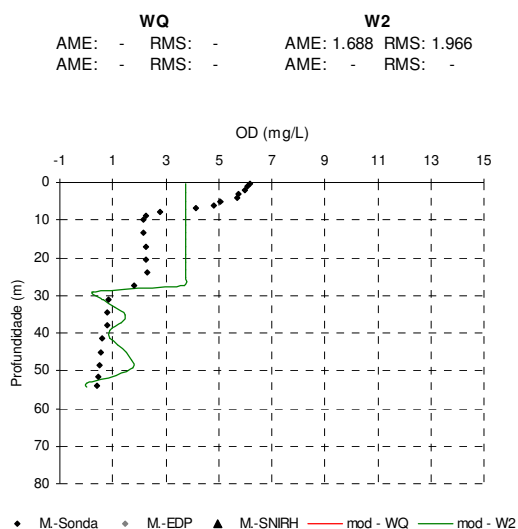


Figura 6.107 - Perfil de OD (PMD) 21/09/1999

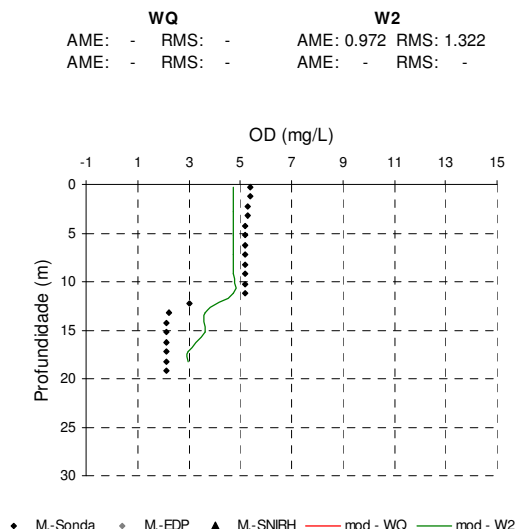


Figura 6.108 - Perfil de OD (PPA) 21/09/1999

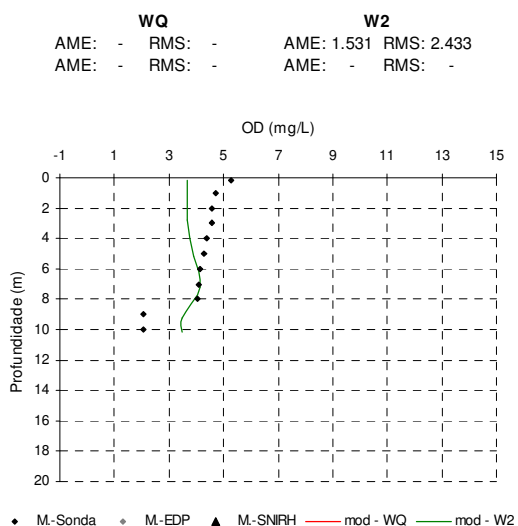


Figura 6.109 - Perfil de OD (PSC) 21/09/1999

A análise das figuras 6.101 a 6.109 permite verificar que os perfis verticais da concentração de OD, correspondentes aos registos de amostragem obtidos em secções localizadas mais a montante na albufeira, apresentam uma evolução idêntica à observada, para as mesmas datas, no segmento mais próximo da barragem. De facto, no mês de Maio, pode observar-se que a estratificação dos valores da concentração de OD ao longo da coluna de água já se iniciou; em Julho essa estratificação apresenta-se bem marcada; e em Setembro já é possível observar uma tendência para a homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo da coluna de água, embora menos evidente do que a registada, para a mesma data, na secção mais a jusante da massa de água.

Apesar das diferenças em termos da profundidade correspondente a cada uma das secções em análise, verifica-se que, para cada uma das datas seleccionadas, o andamento dos perfis verticais dos valores da concentração de OD é bastante semelhante.

A comparação entre os resultados obtidos através da simulação efectuada com o modelo W2 e os dados de amostragem, permite considerar que o ajustamento conseguido é bastante satisfatório. Assim, entende-se que é possível concluir que, face aos elementos disponíveis, o comportamento da concentração de OD na massa de água foi bem simulado através do modelo W2, verificando-se que esse comportamento foi adequadamente descrito pelos resultados do modelo obtidos para várias secções da albufeira.

#### 6.5.4.3 – Perfis longitudinais

À semelhança da metodologia anteriormente adoptada para a análise do comportamento térmico da massa de água, também para o estudo da evolução dos teores de OD na albufeira se optou por considerar diversos tipos de perfis longitudinais, para complementar a apresentação e discussão dos correspondentes resultados. Essa opção é, no essencial, função do seguinte: por um lado, a possibilidade de explorar as características do modelo W2, inerentes ao facto do mesmo ser bidimensional, que permitem uma descrição espacial mais detalhada do comportamento do sistema; por outro lado, a possibilidade de complementar a análise anteriormente efectuada de forma a, eventualmente, conseguir o reforço das conclusões entretanto obtidas.

Foi nesta dupla perspectiva que se preparou e analisou o conjunto de figuras apresentadas nesta secção 6.5.4.3. Assim, nas figuras 6.110 a 6.121 é apresentada a distribuição espacial dos valores da concentração de OD na albufeira da Aguieira, considerando os três ramos em que se dividiu a massa de água em termos da sua representação conceptual (rios Mondego, Dão e Criz), para duas datas diferentes. Uma dessas datas corresponde ao início do ano (Janeiro) e a outra sensivelmente a meio do ano (Julho), sendo considerados em qualquer dos casos os dois anos submetidos a simulação.

A análise das referidas figuras permite verificar que não existem diferenças significativas no que se refere à evolução espacial dos valores da concentração de OD, em cada ano e em cada uma das datas seleccionadas, nos três ramos da albufeira. Contudo, importa salientar que no que diz respeito ao mês de Julho do ano de 1998 a estratificação dos valores da concentração de OD é mais marcada e evidente no ramo 1 da massa de água,

correspondente ao rio Mondego (Figura 6.113), do que nos ramos 2 e 3, inerentes, respectivamente, aos rios Dão e Criz (figuras 6.114 e 6.115).

Quando se estabelece a comparação entre as duas datas seleccionadas, e para qualquer dos anos considerados, são visíveis as diferenças existentes entre o mês de Janeiro, no qual se observa uma grande homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo da globalidade da massa de água, e o mês de Julho em que se regista uma estratificação vertical dos mesmos valores, ilustrando assim a alternância entre os períodos de mistura completa e de estratificação vertical dos teores de OD na albufeira, que acompanham de perto a evolução anteriormente verificada relativamente ao comportamento térmico da mesma.

Por outro lado, quando se estabelece a comparação entre os resultados dos dois anos simulados, para as duas datas consideradas, verifica-se que não existem diferenças significativas no que diz respeito à evolução dos valores da concentração de OD ao longo da massa de água. No entanto, observou-se que a estratificação dos teores de OD registada no mês de Julho é mais evidente e marcada, em qualquer dos ramos considerados, no ano de 1999 (figuras 6.119 a 6.121), comparativamente ao verificado no ano de 1998 (figuras 6.113 a 6.115).

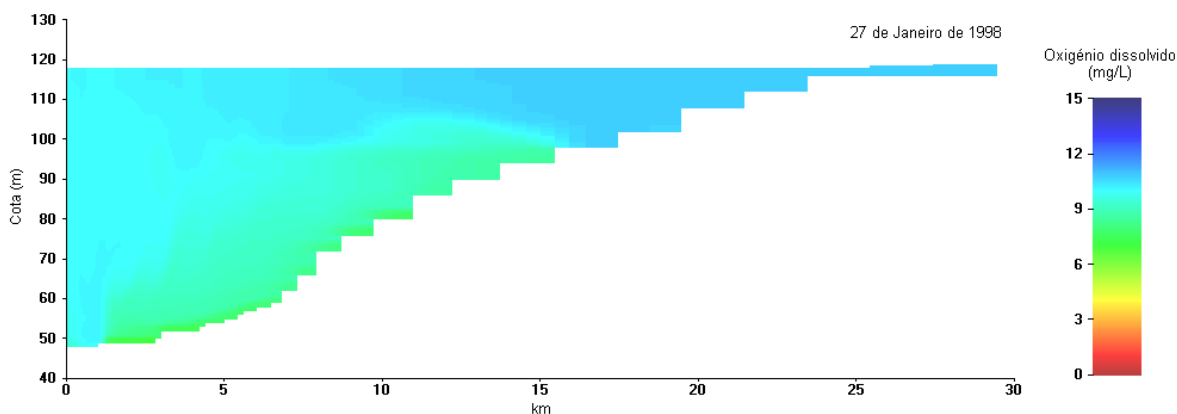


Figura 6.110 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 27/01/98

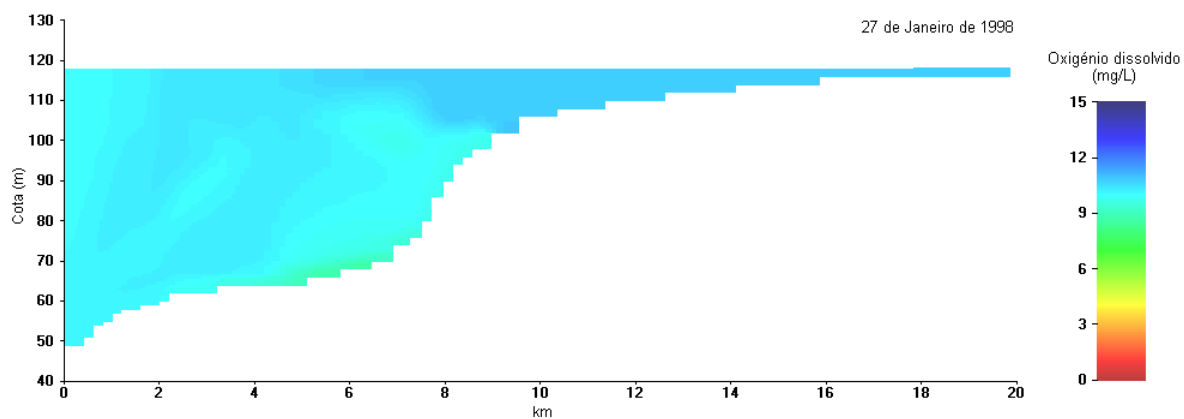


Figura 6.111 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 27/01/98

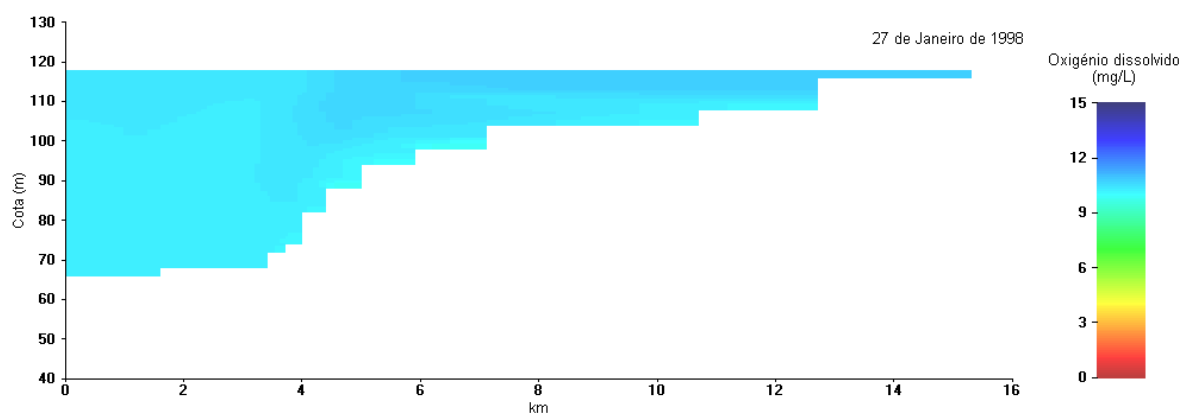


Figura 6.112 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 27/01/98

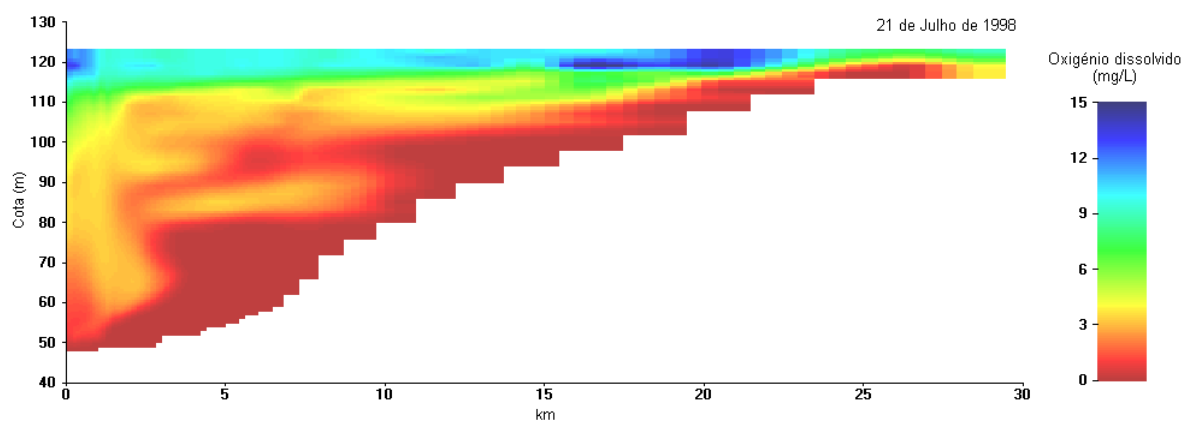


Figura 6.113 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 21/07/98

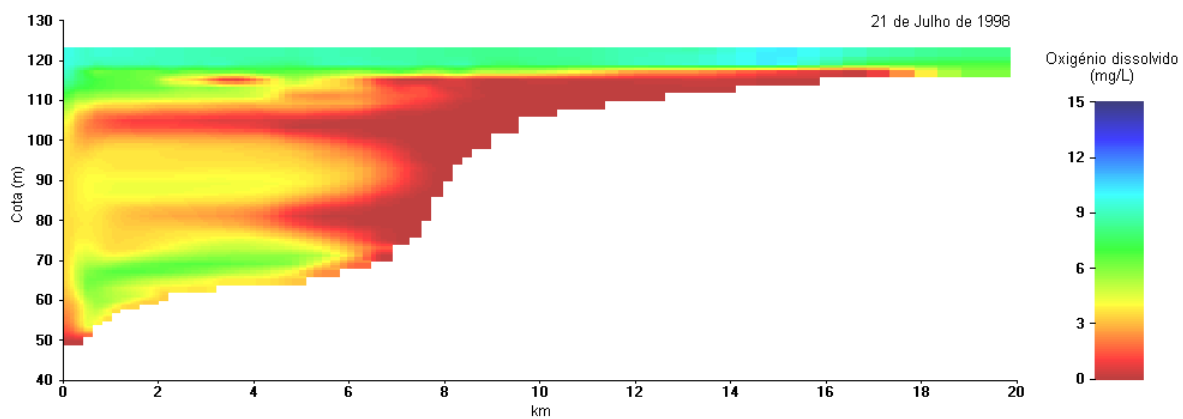


Figura 6.114 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 21/07/98

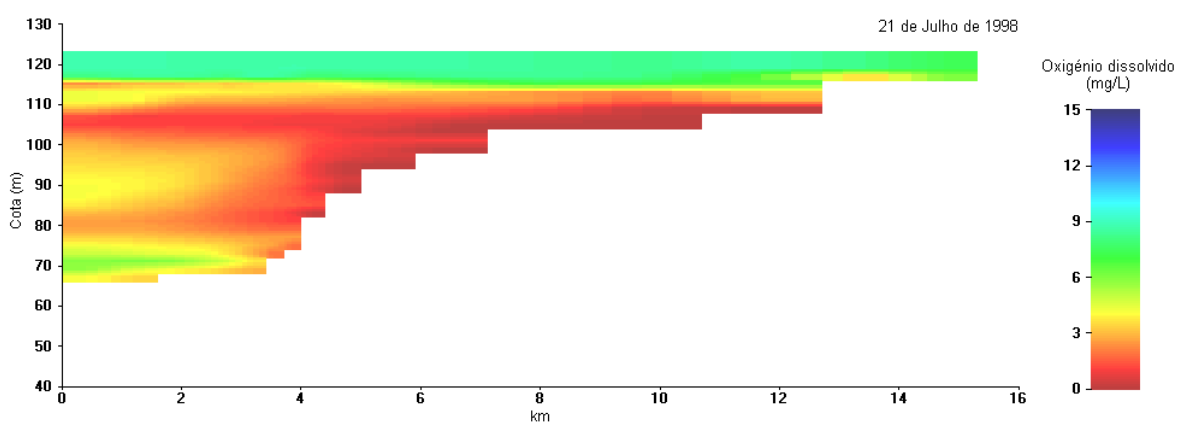


Figura 6.115 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 21/07/98

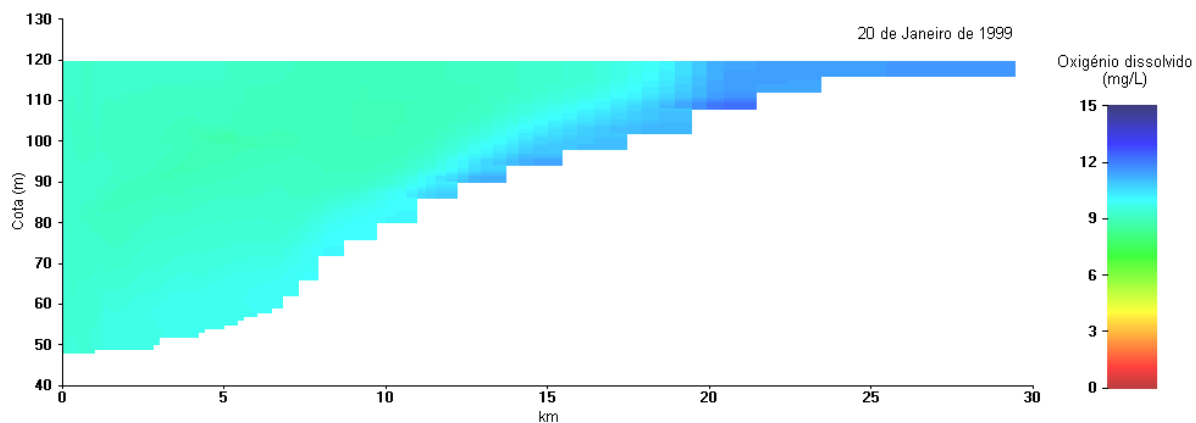


Figura 6.116 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 20/01/99

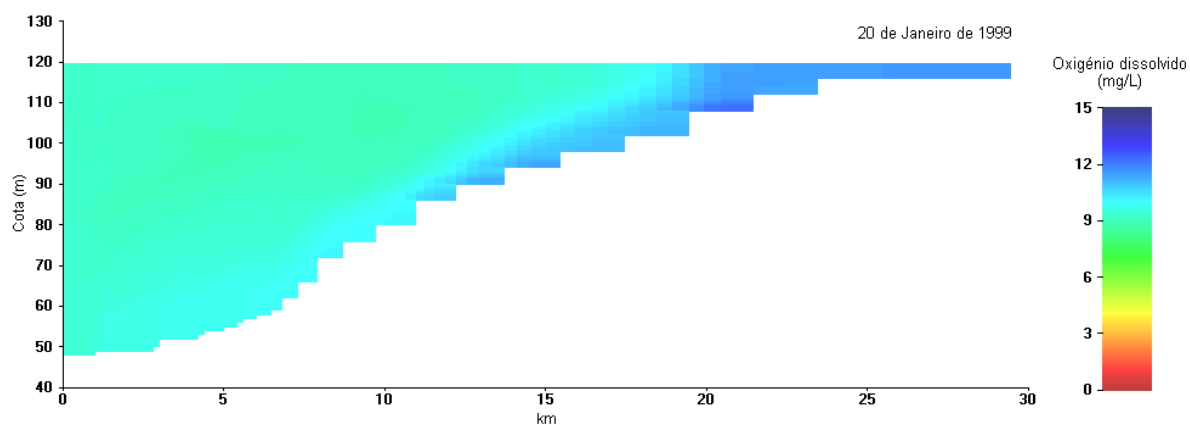


Figura 6.117 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 20/01/99

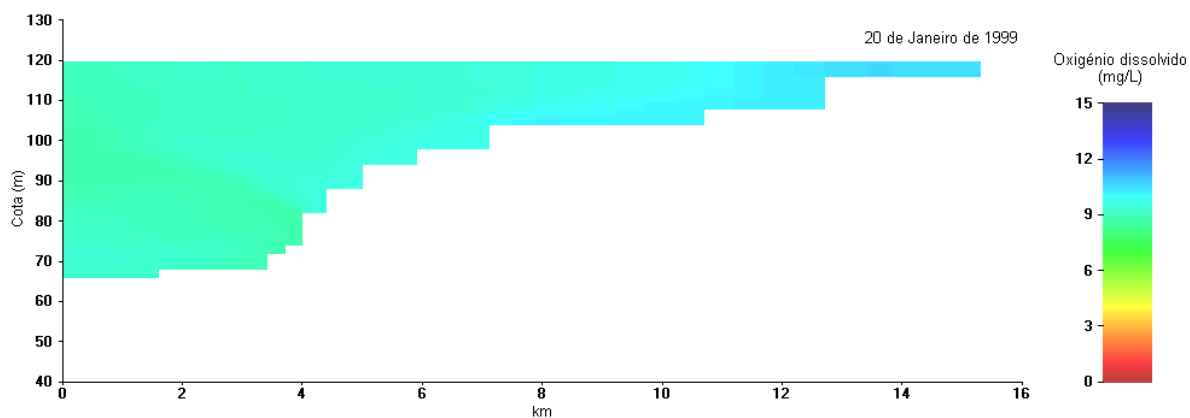


Figura 6.118 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 20/01/99

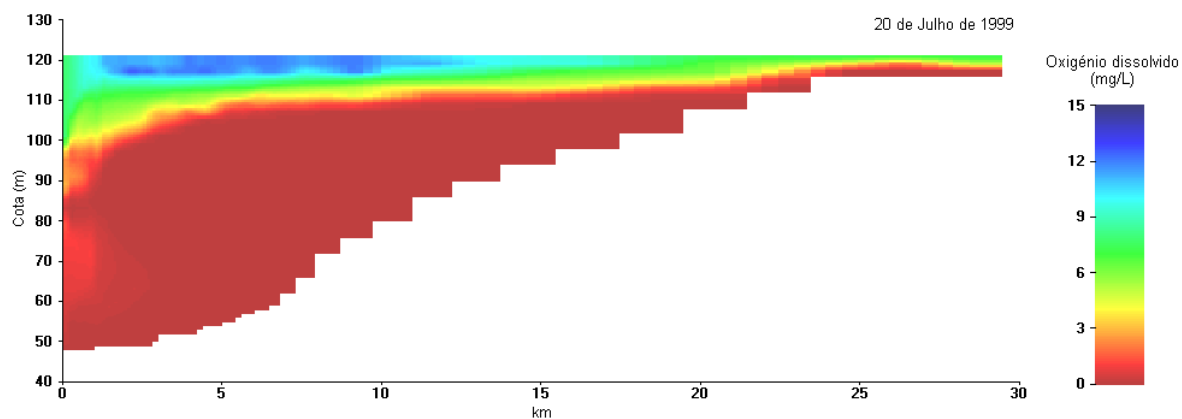


Figura 6.119 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego. 20/07/99

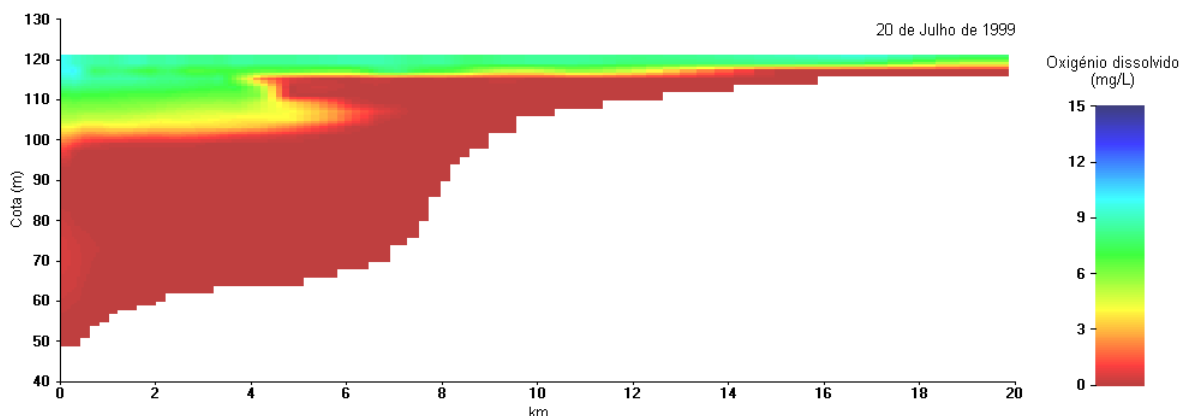


Figura 6.120 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 2 – rio Dão. 20/07/99

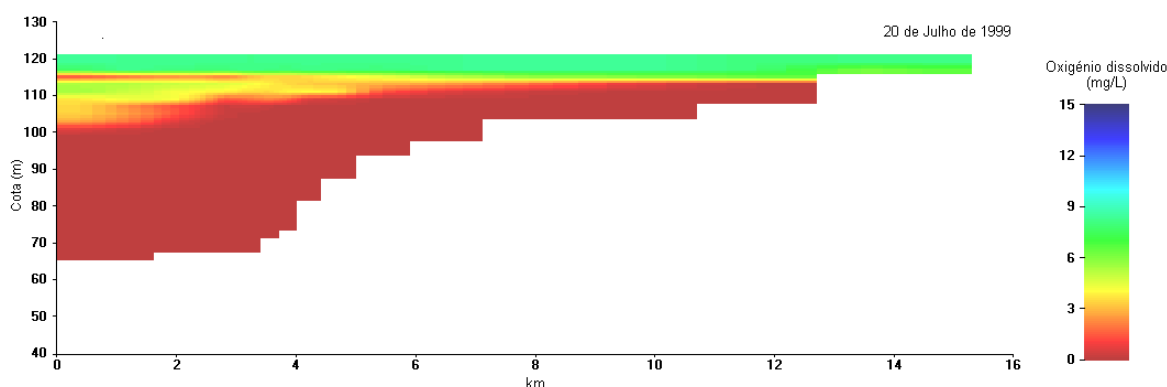


Figura 6.121 - Distribuição espacial da concentração de OD. Ramo 3 – rio Criz. 20/07/99

Nas figuras 6.122 e 6.123 apresenta-se a evolução temporal dos valores da concentração de OD, ao longo de cada um dos anos simulados e considerando o segmento localizado mais a jusante na albufeira da Aguieira. À semelhança do verificado relativamente ao comportamento térmico da massa de água, também no que diz respeito aos teores de OD é possível, através da análise das referidas figuras, corroborar algumas das conclusões obtidas na secção anterior.

Com efeito, verifica-se que até ao mês de Setembro a evolução dos valores da concentração de OD na massa de água, aqui representada pelo seu segmento localizado mais a jusante, é bastante semelhante. As pequenas diferenças encontradas até esse momento estão associadas ao facto da estratificação dos teores de OD se ter iniciado ligeiramente mais cedo no ano de 1999, comparativamente ao verificado no ano de 1998, e da referida estratificação se apresentar um pouco mais marcada durante os meses de Julho e de Agosto do ano de 1999, face ao observado no ano de 1998.



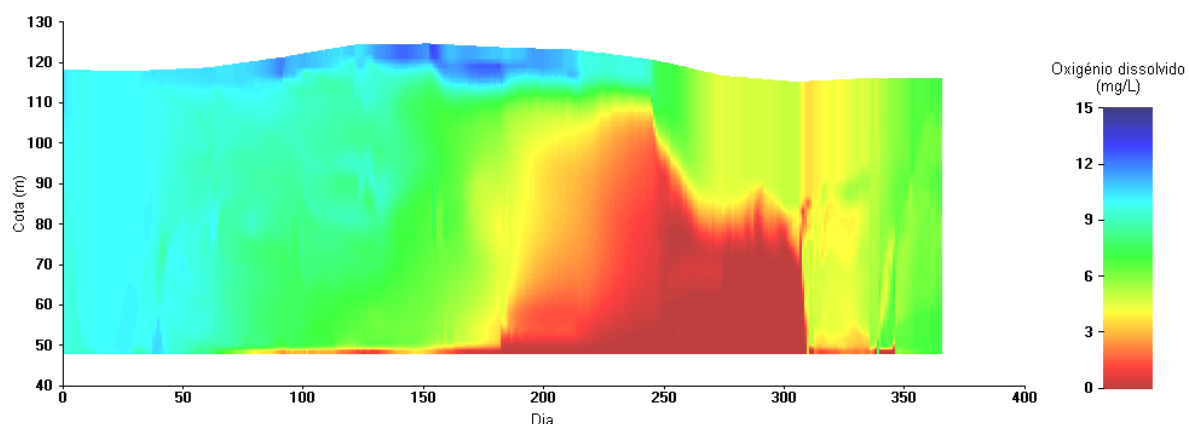


Figura 6.122 - Distribuição temporal da conc. de OD. Alb. Aguieira. Segmento de Jusante. 1998

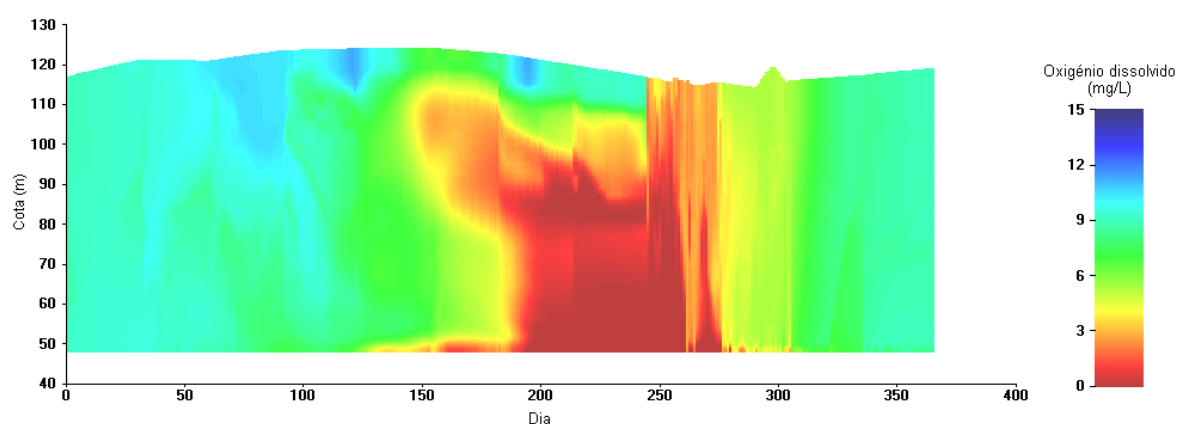


Figura 6.123 - Distribuição temporal da conc. de OD. Alb. Aguieira. Segmento de Jusante. 1999

É a partir do mês de Setembro que se verificam diferenças mais significativas entre os dois anos analisados, traduzidas por uma mais precoce destratificação dos valores da concentração de OD e pela consequente homogeneização dos mesmos ao longo da coluna de água, que ocorre mais cedo no ano de 1999, comparativamente ao registado em 1998.

De facto, e de acordo com a análise efectuada na secção anterior, observa-se que no mês de Setembro de 1999 já é possível verificar uma grande homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo da coluna de água, sendo que no mês de Outubro essa homogeneização já é completa (Figura 6.123); por oposição ao registado nos mesmos meses do ano de 1998, em que a estratificação dos teores de OD se mantém bastante marcada, apesar do gradiente mais acentuado se observar, não junto à superfície, mas sim em camadas mais profundas da albufeira (Figura 6.122).

Assim, verifica-se que o processo de destratificação dos valores da concentração de OD se inicia cerca de 50 a 60 dias mais cedo no ano em 1999, bem como a correspondente homogeneização dos teores de OD, comparativamente ao observado em 1998. Por outro

lado, verifica-se também que no mês de Setembro de 1999 os valores da concentração de OD são da ordem das 3 mg/L ou inferiores ao longo de toda a coluna de água, embora recuperem, no mês de Outubro do mesmo ano, para valores entre as 3,5 mg/L e as 5 mg/L, para no mês de Novembro já se observarem valores da ordem das 8 mg/L, ao longo de todo o perfil vertical dos teores de OD na massa de água.

A análise das figuras 6.124 a 6.127 permite corroborar e complementar o referido nos últimos parágrafos. Nessas figuras são apresentados resultados correspondentes à globalidade do ramo 1 da albufeira, inerente ao rio Mondego, obtidos para o dia 21 de Setembro dos anos de 1998 e 1999. Os parâmetros considerados correspondem à concentração de OD na massa de água e à velocidade horizontal do escoamento na mesma.

A comparação dos resultados apresentados nas figuras 6.124 e 6.126, inerentes à concentração de OD, permite verificar que a estratificação dos correspondentes valores é, para a data seleccionada, bastante mais evidente em 1998 (Figura 6.124) do que em 1999 (Figura 6.126), embora neste último ano se observem teores de OD mais baixos ao longo de toda a coluna de água, nomeadamente nos segmentos localizados mais a jusante na albufeira.

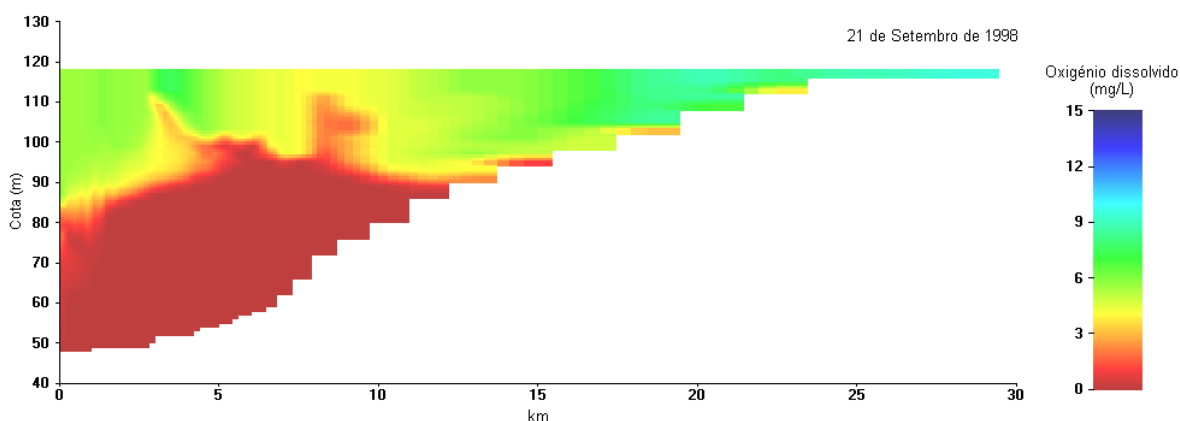


Figura 6.124 - Distribuição espacial da conc. de OD. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998

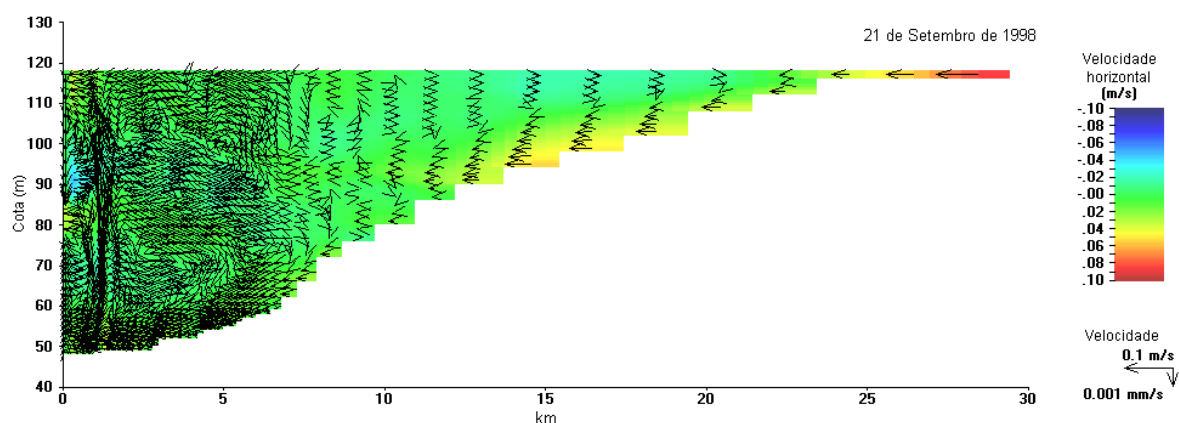


Figura 6.125 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1998

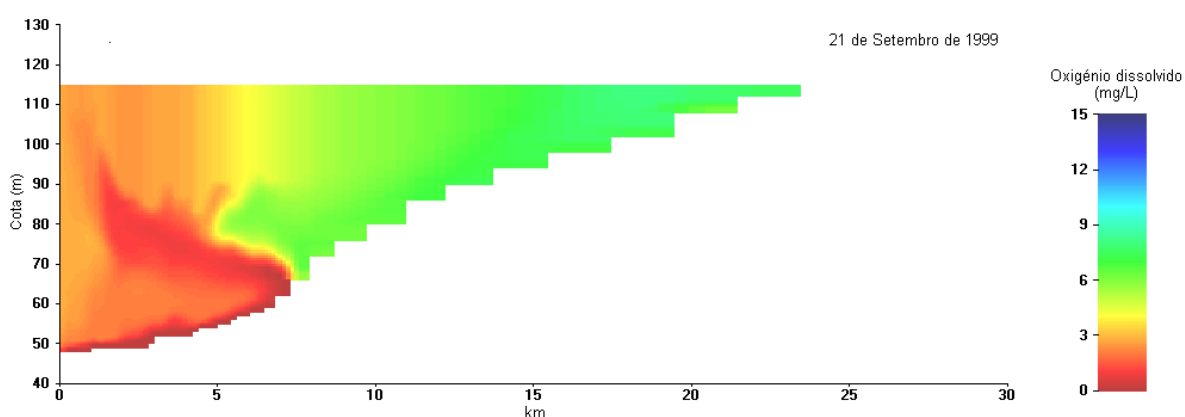


Figura 6.126 - Distribuição espacial da conc. de OD. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999

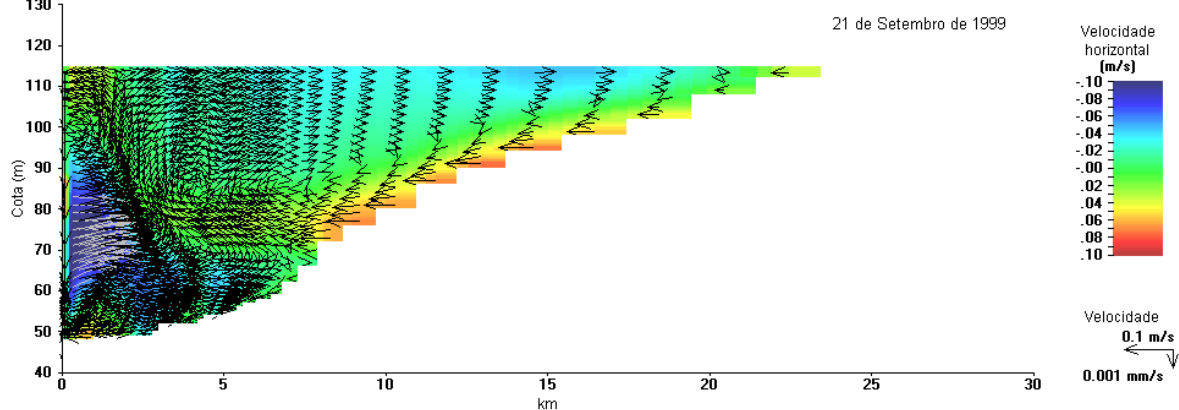


Figura 6.127 - Velocidade horizontal do escoamento. Ramo 1 – rio Mondego. Setembro de 1999

Por outro lado, a comparação dos resultados apresentados nas figuras 6.125 e 6.127, inerentes à velocidade horizontal do escoamento calculada para os anos de 1998 e de 1999, respectivamente, permite verificar que no ano de 1999 os valores da referida velocidade são bastante mais elevados, nomeadamente nos segmentos mais próximos da barragem e nas imediações da tomada de água para o circuito hidráulico, que se encontra à cota de 83.5 m, sendo o sentido do escoamento predominantemente de jusante para montante, à

semelhança do anteriormente verificado quando se procedeu à análise do comportamento térmico da albufeira.

Assim, foi possível também neste caso colocar em evidência o efeito dos elevados volumes de água, bombeados a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira, que foram bastante superiores em 1999 face ao observado em 1998, e que justificam as significativas diferenças registadas em termos do comportamento da referida albufeira, no que se refere à evolução dos valores da concentração de OD.

Na secção anterior considerou-se que o facto de se verificar uma mais rápida homogeneização dos valores da concentração de OD ao longo de toda a coluna de água, que ocorre bastante mais cedo no ano de 1999 comparativamente a 1998, acompanhada também por uma recuperação mais precoce dos correspondentes teores para níveis mais elevados, configura um efeito que deve ser considerado positivo relativamente à qualidade da água da albufeira da Aguieira.

No entanto, o facto de se ter observado um período de tempo, durante o mês de Setembro de 1999, em que nos segmentos de jusante da albufeira se registaram valores da concentração de OD bastante baixos ao longo de toda a coluna de água (*e. g.* Figura 6.126), conduziu à necessidade de se complementar a análise desenvolvida, de forma a tentar validar a conclusão apresentada no parágrafo anterior.

Deste modo, optou-se por preparar o conjunto de resultados apresentados na Figura 6.128. Esses resultados correspondem aos valores médios da concentração de OD, obtidos a partir dos valores fornecidos pelo modelo W2 para todas as células de cálculo correspondentes ao ramo 1 da albufeira da Aguieira, inerente ao rio Mondego, e para todos os dias de qualquer dos dois anos submetidos a simulação.

A análise desses resultados permite verificar que, até sensivelmente ao mês de Setembro, não se registam diferenças significativas nos valores médios da concentração de OD, correspondentes à globalidade do ramo 1 da albufeira da Aguieira, quando se estabelece a comparação entre os dois anos simulados. Por outro lado, a partir do mês de Setembro, verifica-se que os valores médios dos teores de OD são sistematicamente superiores no ano de 1999, comparativamente ao ano de 1998. Nalguns casos, nomeadamente nos dois últimos meses do ano, pode mesmo considerar-se que os valores inerentes a 1999 são significativamente superiores aos referentes a 1998.

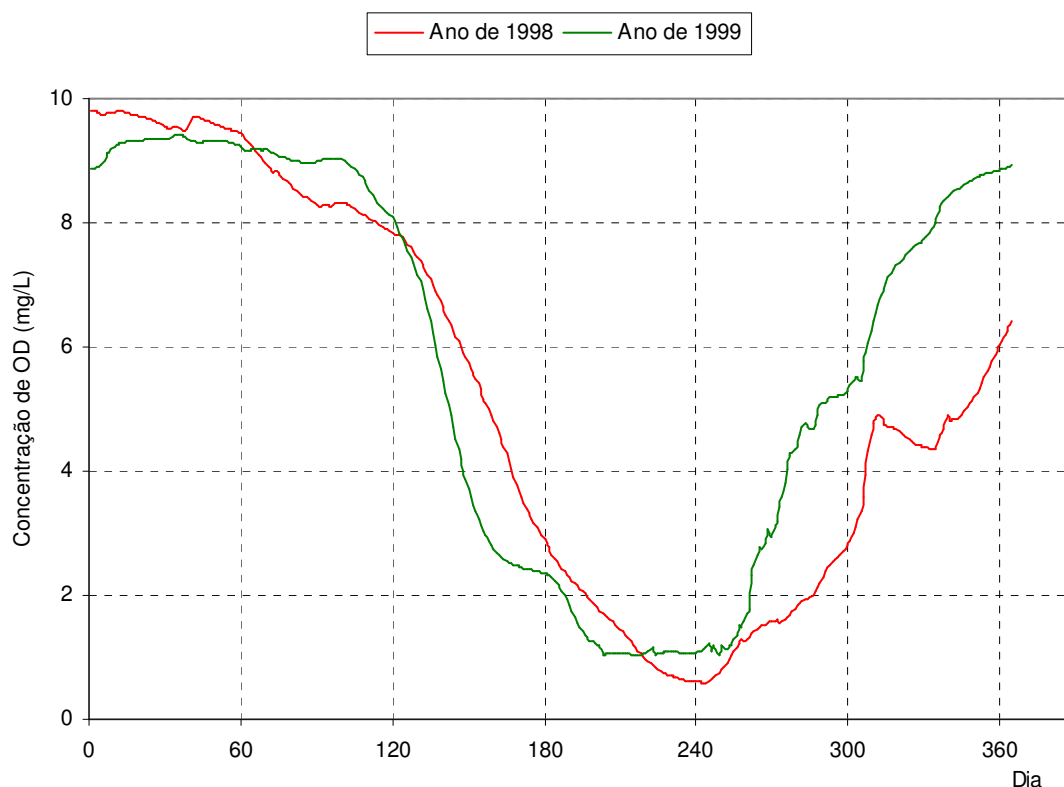


Figura 6.128 - Valores médios da concentração de OD. Ramo 1 – rio Mondego

Assim, entende-se que o atrás exposto atribui uma fiabilidade acrescida à análise anteriormente efectuada, permitindo reforçar a conclusão de que as diferenças de operação registadas no aproveitamento da Aguieira-Raiva, inerentes ao muito maior volume de água bombeado em 1999 do contra-embalse para a albufeira principal, determinaram alterações positivas e importantes sobre a qualidade da água da albufeira da Aguieira, traduzidas pelo comportamento dos correspondentes valores da concentração de OD.

## 6.5.5 – Outros parâmetros descritores da qualidade da água

### 6.5.5.1 - Introdução

De acordo com o já referido e justificado por diversas vezes ao longo do presente estudo, e em consonância com o assumido logo desde o início do mesmo, a temperatura e o oxigénio dissolvido constituem os parâmetros descritores da qualidade da água que foram analisados com particular detalhe no âmbito do trabalho de investigação desenvolvido.

Com efeito, o estudo de outros parâmetros descritores da qualidade da água foi efectuado, essencialmente, na perspectiva de considerar os seus potenciais efeitos sobre a concentração de oxigénio dissolvido, bem como para complementar a análise realizada e anteriormente apresentada relativamente a esse parâmetro.

Assim, ao longo da presente secção 6.5.5 serão sequencialmente apresentados e analisados os resultados obtidos para os seguintes parâmetros: pH, carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias ( $\text{CBO}_5$ ), sólidos suspensos totais (SST), azoto amoniacal ( $\text{NH}_4$ ), nitritos ( $\text{NO}_2$ ), nitratos ( $\text{NO}_3$ ) e ortofosfatos ( $\text{PO}_4$ ). No âmbito dessa análise, e atendendo a que os registos de monitorização são bastante mais escassos no que a estes parâmetros se refere, serão preferencialmente apresentados os resultados relativos aos meses em que se dispõe de medições ao longo da coluna de água e que, sempre que possível, permitam caracterizar as diferentes estações do ano.

Esses registos de monitorização foram obtidos, de acordo com o referido anteriormente na secção 6.3.6, através das seguintes fontes: as campanhas de amostragem especificamente desenvolvidas para o presente estudo, utilizando a sonda multi-paramétrica (M.-SONDA) e procedendo à recolha de amostras posteriormente analisadas no Laboratório do DCEA/FCT/UNL (M.-FCT); a monitorização realizada pela LABELEC do Grupo EDP (M.-EDP); e a desenvolvida pela CCDR Centro, cujos resultados estão disponíveis através do SNIRH (M.-SNIRH).

Os perfis verticais que serão apresentados contemplarão todos os dados de monitorização disponíveis para cada data seleccionada e os correspondentes resultados das simulações efectuadas com os modelos WQ e W2, bem como os valores das estatísticas AME e RMS sempre que o número de registos de amostragem o justifique.

Adicionalmente, foram preparados gráficos da evolução temporal dos valores inerentes a cada um dos parâmetros considerados, para tirar partido dos dados disponíveis através do SNIRH que, quando não apresentam falhas, têm uma periodicidade mensal. As referidas séries temporais são relativas à superfície da albufeira da Aguieira e ao segmento mais próximo da correspondente barragem. Nesses gráficos, será também estabelecida a comparação com os resultados das simulações (WQ e W2) e serão apresentados os valores obtidos para as estatísticas consideradas (AME e RMS).

Finalmente, importa ainda referir que vários outros parâmetros descritores da qualidade da água foram simulados, com destaque para a biomassa algal, porque a sua consideração se

revelou fundamental para conseguir uma adequada representação do comportamento da concentração de OD na albufeira da Aguieira, através de qualquer dos dois modelos utilizados. No entanto, optou-se por não apresentar os resultados das simulações relativamente a esses outros parâmetros, uma vez que os correspondentes dados de amostragem são muito escassos ou mesmo inexistentes, não permitindo aferir com a adequada fiabilidade os resultados dos modelos.

#### 6.5.5.2 – pH

Nas figuras 6.129 a 6.136, são apresentados os perfis verticais obtidos para o pH, ao longo da coluna de água e no segmento da albufeira mais próximo da barragem, para os dois anos considerados e para os meses de Fevereiro, Maio, Agosto e Novembro.

A análise dessas figuras permite verificar que não existem diferenças significativas entre os dois anos considerados, no que se refere aos valores do pH. De facto, estabelecendo a comparação entre os valores inerentes aos anos de 1998 e de 1999, para cada um dos meses seleccionados, pode observar-se que os valores de pH são bastante semelhantes, à excepção do que se refere ao mês de Fevereiro em que, no ano de 1998, os valores medidos à superfície são mais elevados do que o verificado em 1999.

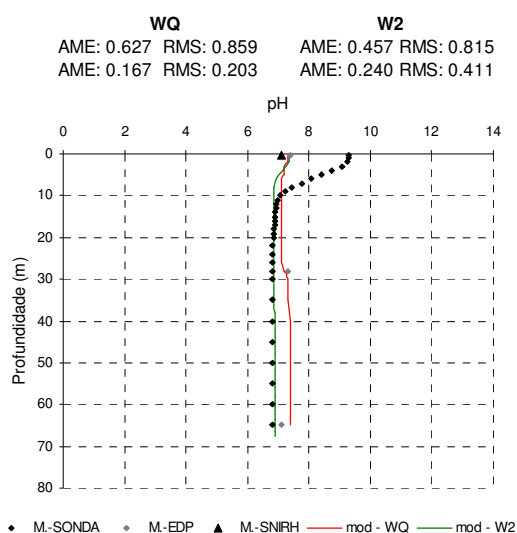


Figura 6.129 - Perfil de pH 19/02/1998

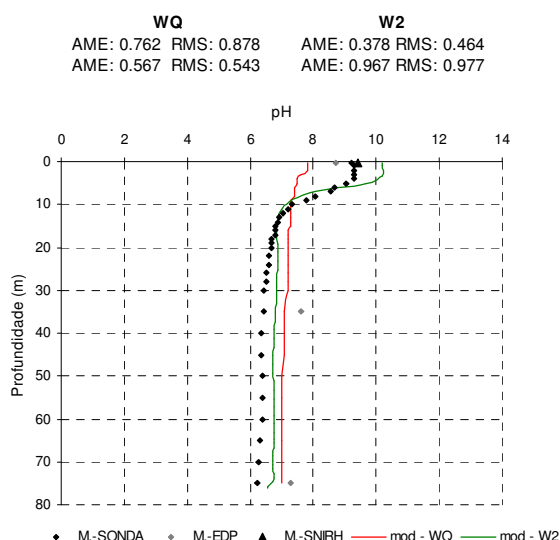


Figura 6.130 - Perfil de pH 21/05/1998

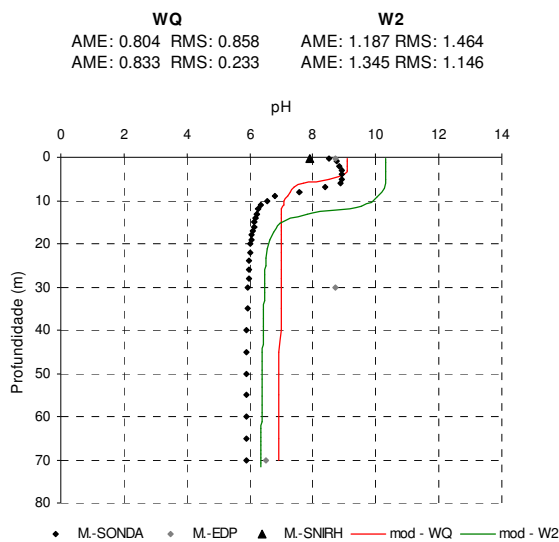


Figura 6.131 - Perfil de pH 18/08/1998

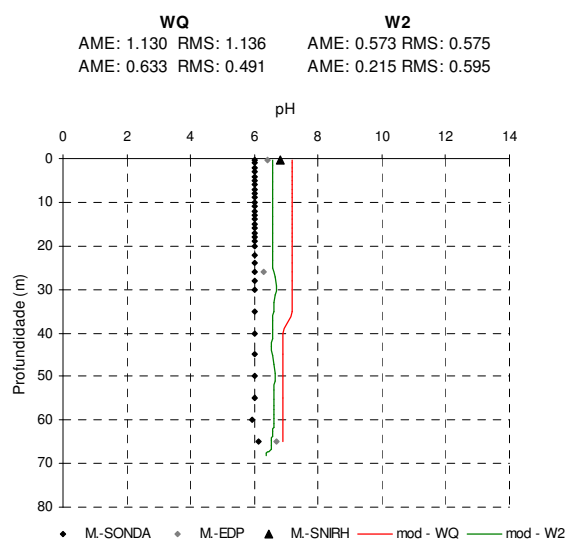


Figura 6.132 - Perfil de pH 21/11/1998

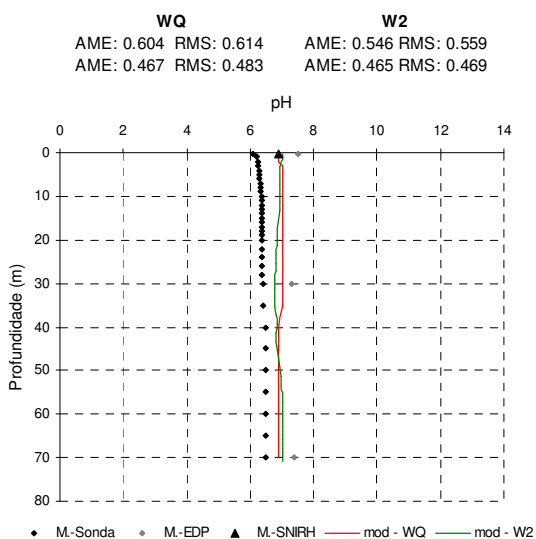


Figura 6.133 - Perfil de pH 11/02/1999

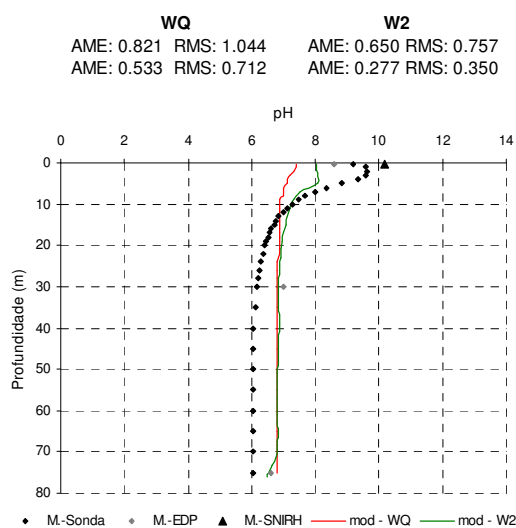


Figura 6.134 - Perfil de pH 13/05/1999

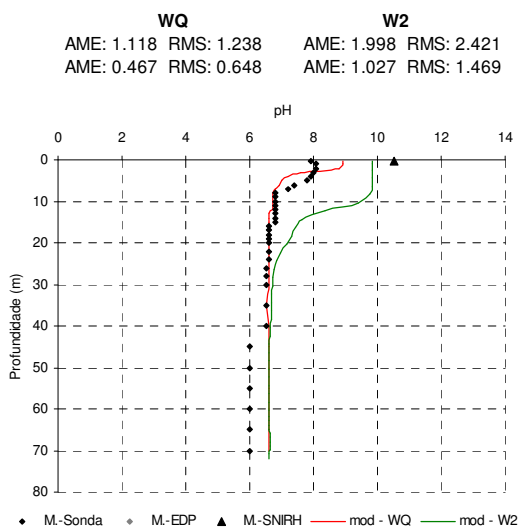


Figura 6.135 - Perfil de pH 21/08/1999

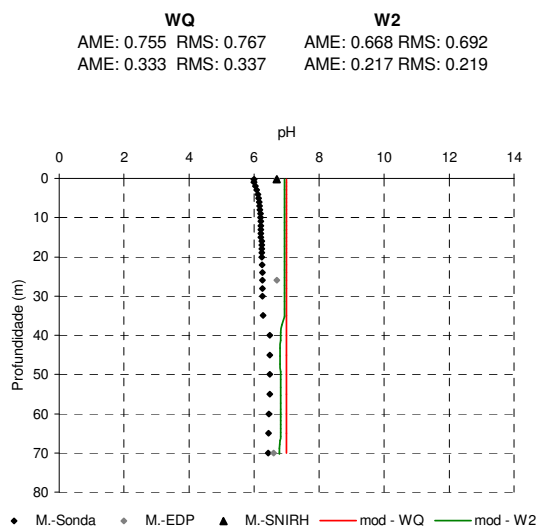


Figura 6.136 - Perfil de pH 25/11/1999



Assim, e para além da excepção referida relativamente a Fevereiro de 1998, observa-se que os valores medidos se apresentam mais homogéneos ao longo da coluna de água nos meses mais frios (Fevereiro e Novembro), enquanto que nos meses mais quentes (Maio e Agosto) é possível verificar que os valores medidos nas camadas mais próximas da superfície são mais elevados, sendo que a partir dos 10 m de profundidade se mantêm aproximadamente constantes. Entende-se que os valores mais elevados registados junto à superfície nos meses de Maio e de Agosto deverão estar associados a uma actividade algal mais intensa, característica desse período do ano.

No que se refere aos resultados dos dois modelos utilizados, verifica-se que o ajustamento aos dados de amostragem é bastante satisfatório e que também não se observam diferenças significativas entre os valores obtidos através de cada um dos modelos (WQ e W2), como pode ser comprovado pelos valores calculados para as estatísticas AME e RMS. Apesar disso, importa referir que qualquer dos dois modelos teve dificuldade em reproduzir os valores mais elevados registados à superfície nos meses de Maio e de Agosto, especialmente no que se refere ao modelo WQ. Esta situação poderá estar associada ao facto do modelo W2 possuir uma representação funcional mais eficaz e pormenorizada do que o modelo WQ, no que diz respeito ao comportamento da biomassa algal.

Na Figura 6.137 é apresentado o gráfico da evolução temporal dos valores de pH, medidos e simulados, para a superfície e no segmento da albufeira da Aguieira localizado mais próximo da correspondente barragem.

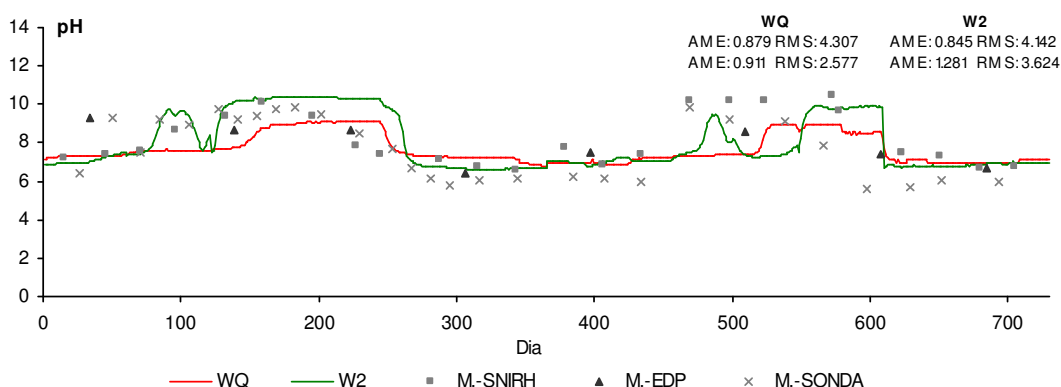


Figura 6.137 - Evolução temporal dos valores de pH à superfície

A análise desse gráfico permite corroborar a análise anteriormente desenvolvida, na medida em que não se verificam diferenças significativas entre os registos de amostragem e os resultados das simulações. De igual modo, também não se observam grandes diferenças entre os valores obtidos através dos dois modelos, embora se continue a verificar que os

resultados do modelo W2 acompanham mais de perto os valores mais elevados de pH monitorizados, face ao que é possível conseguir através da aplicação do modelo WQ.

### 6.5.5.3 – Carência bioquímica de oxigénio

Nas figuras 6.138 a 6.145 são apresentados os resultados inerentes à CBO<sub>5</sub>, seguindo uma metodologia idêntica à adoptada na secção anterior relativamente aos valores do pH.

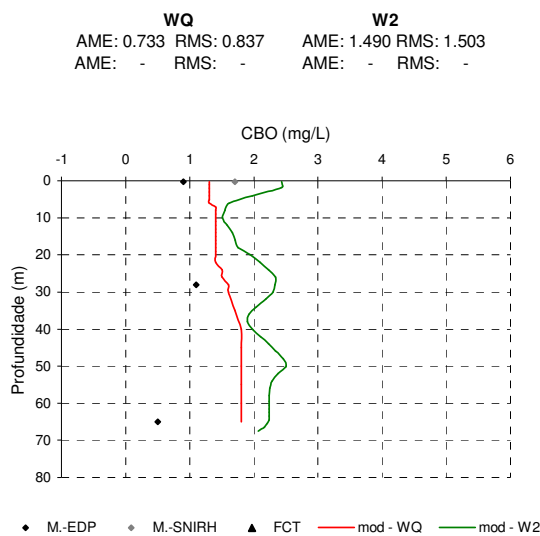


Figura 6.138 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 19/02/1998

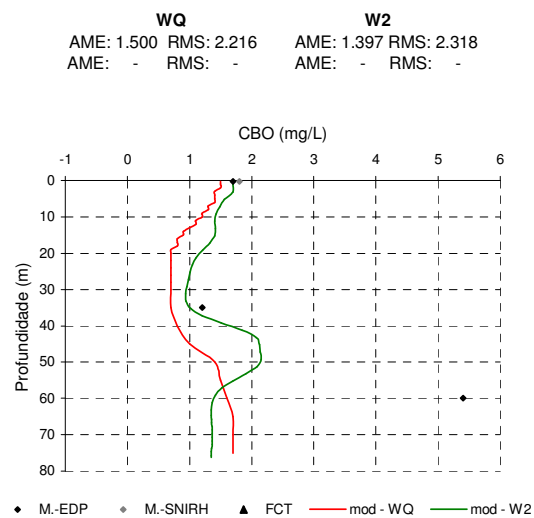


Figura 6.139 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 21/05/1998

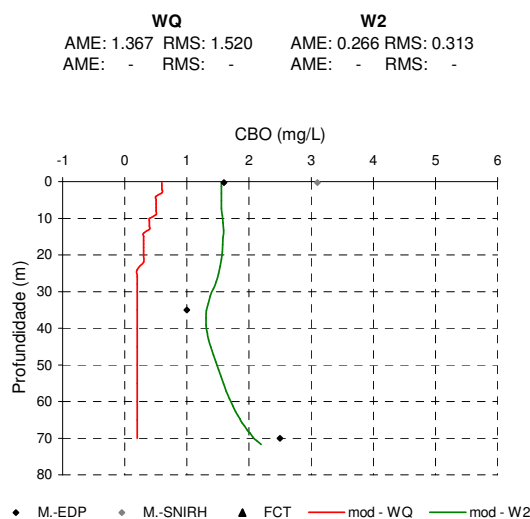


Figura 6.140 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 18/08/1998

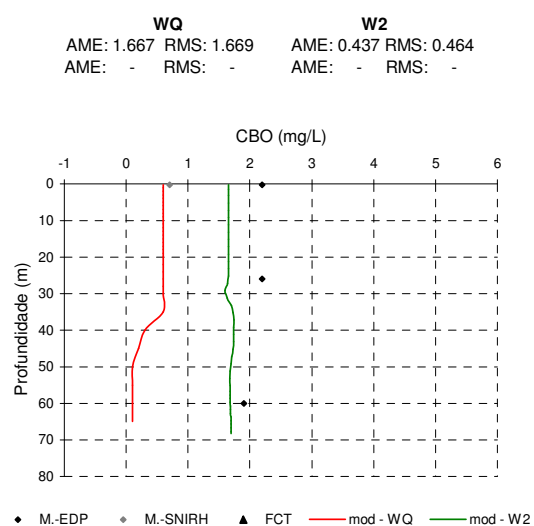


Figura 6.141 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 12/11/1998

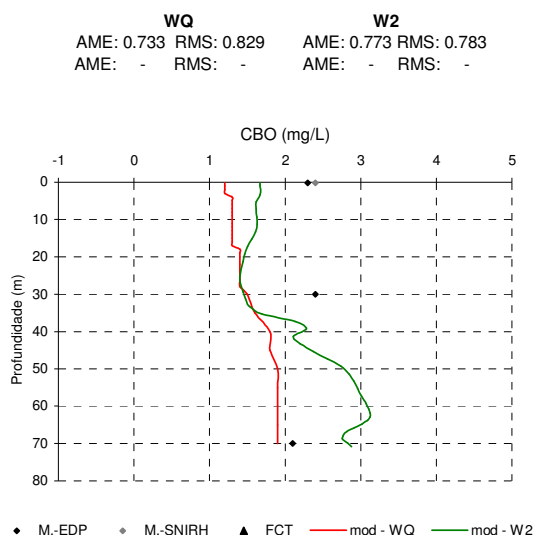


Figura 6.142 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 11/02/1999

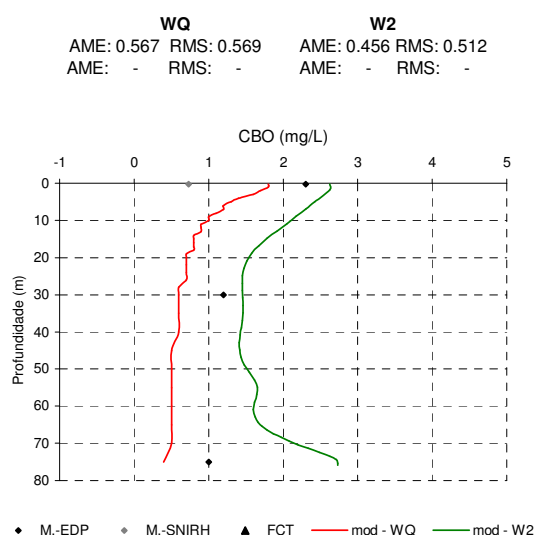


Figura 6.143 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 13/05/1999

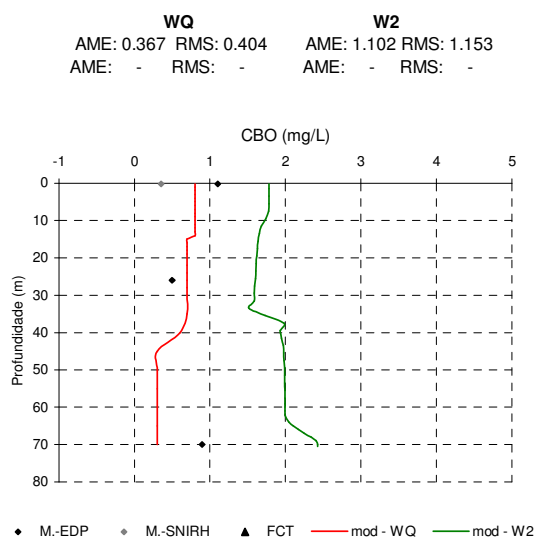


Figura 6.144 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 21/08/1999

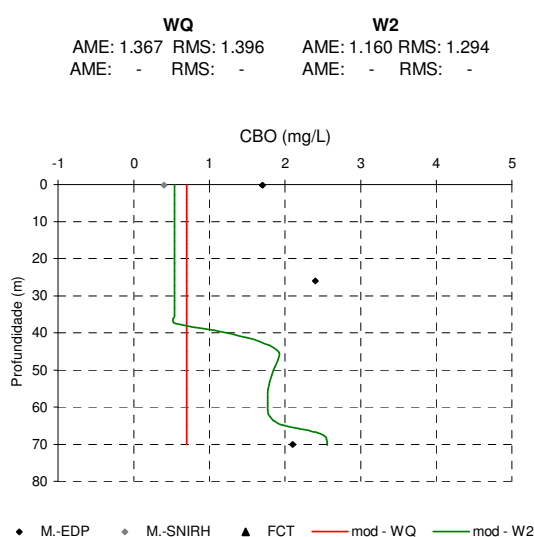


Figura 6.145 - Perfil de CBO<sub>5</sub> 25/11/1999

A análise das figuras apresentadas permite verificar que os valores da concentração de CBO<sub>5</sub>, monitorizados ao longo dos oito meses considerados, variam entre as 0 mg/L e as 3 mg/L, centrando-se na maioria dos casos no valor médio desta gama. Regista-se uma única exceção, no mês de Maio de 1998 junto ao fundo da massa de água (Figura 6.139), em que se observou um valor ligeiramente acima das 5 mg/L para a concentração de CBO<sub>5</sub>.

Não se registam diferenças significativas nos valores da concentração de CBO<sub>5</sub> ao longo dos quatro meses considerados em qualquer dos anos analisados, nem entre os mesmos meses de cada um dos anos. Com efeito, os valores da concentração de CBO<sub>5</sub> monitorizados revelaram sempre uma certa homogeneidade ao longo da coluna de água, à excepção do anteriormente referido relativamente ao mês de Maio de 1998.

No que se refere ao ajustamento dos resultados dos modelos WQ e W2 aos valores de amostragem, considera-se que este é menos bem conseguido do que o obtido relativamente aos parâmetros anteriormente analisados, embora qualquer dos modelos tenha revelado a capacidade de descrever a evolução da concentração de  $\text{CBO}_5$  ao longo da coluna de água.

Não se verificaram diferenças significativas, em termos globais, entre os resultados dos dois modelos utilizados, na medida em que há situações em que são os resultados do modelo WQ que acompanham mais de perto os registos de amostragem (e. g. figuras 6.138 e 6.144), enquanto que noutros casos são os valores fornecidos pelo modelo W2 que mais se aproximam dos mesmos registos (e. g. figuras 6.140 e 6.141). Os casos em que o ajustamento é mais fraco referem-se aos meses de Maio de 1998 (Figura 6.139) e Novembro de 1999 (Figura 6.145).

Na Figura 6.146 é apresentado o gráfico da evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{CBO}_5$ , medidos e simulados, para a superfície e no segmento da albufeira da Aguieira localizado mais próximo da correspondente barragem.

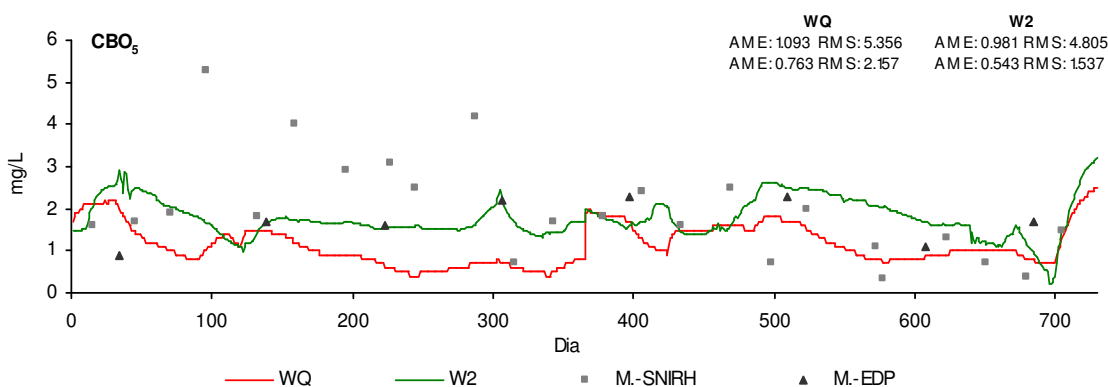


Figura 6.146 - Evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{CBO}_5$  à superfície

Os resultados apresentados permitem verificar que os valores obtidos através de qualquer dos modelos seguem a evolução temporal dos registos da concentração de  $\text{CBO}_5$  monitorizados à superfície da massa de água. Os valores obtidos para as estatísticas AME e RMS indicam que o ajustamento dos resultados de qualquer dos modelos aos dados de amostragem não apresenta diferenças significativas. Contudo, no ano de 1998, os dados de amostragem revelam um conjunto de valores relativamente elevados para a concentração da  $\text{CBO}_5$ , sensivelmente entre as 3 mg/L e as 6 mg/L, não tendo estes sido descritos por qualquer dos dois modelos utilizados.

#### 6.5.5.4 – Sólidos suspensos totais

Os resultados inerentes aos perfis verticais da concentração de SST no segmento mais a jusante da albufeira são apresentados nas figuras 6.147 a 6.154. Esses resultados referem-se aos meses de Fevereiro, Maio, Agosto e Novembro, dos anos de 1998 e de 1999, uma vez que é para esses meses que se dispõe de valores de amostragem ao longo da coluna de água, à semelhança do anteriormente verificado relativamente a outros parâmetros.

A análise dos resultados apresentados permite verificar que os valores medidos para a concentração de SST variam, na maioria dos casos, entre as 0 mg/L e as 3 mg/L, embora pontualmente se registem valores mais elevados à superfície, pertencentes ao conjunto de resultados disponíveis através do SNIRH.

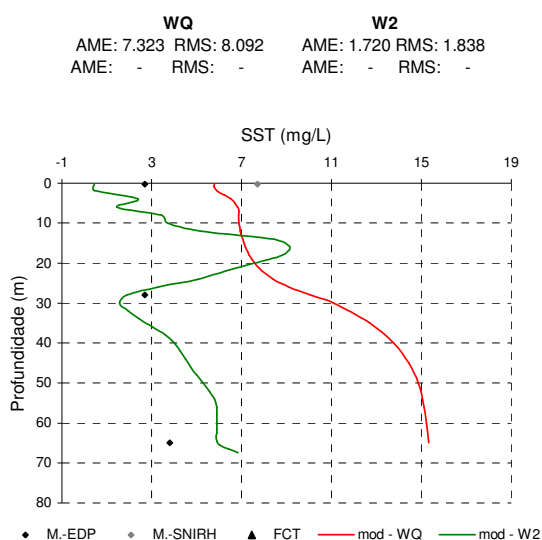


Figura 6.147 - Perfil de SST 19/02/1998

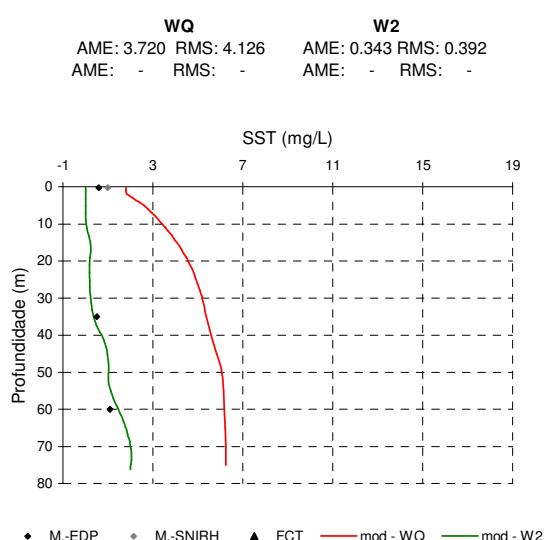


Figura 6.148 - Perfil de SST 21/05/1998

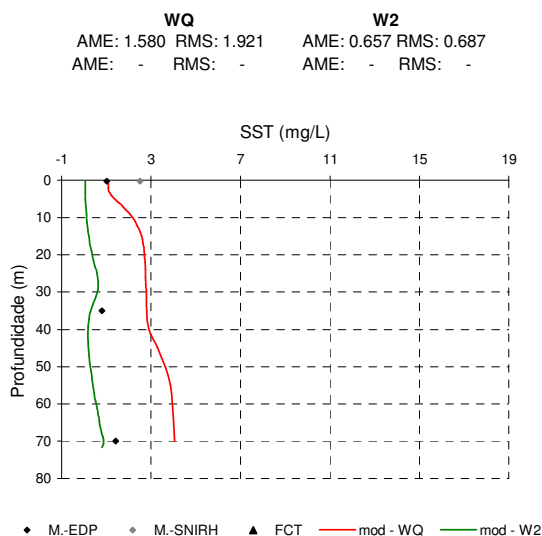


Figura 6.149 - Perfil de SST 18/08/1998

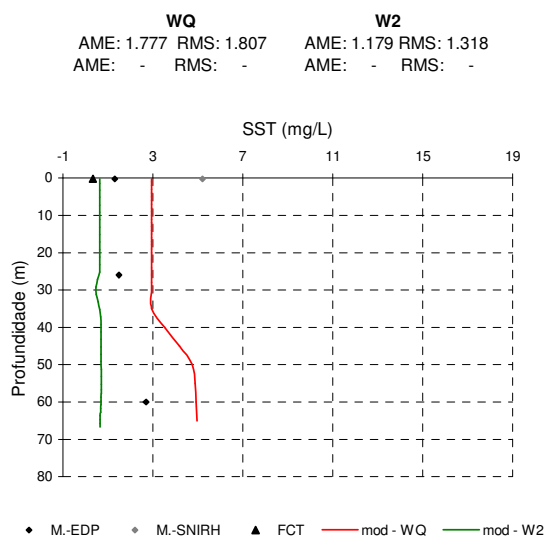


Figura 6.150 - Perfil de SST 12/11/1998

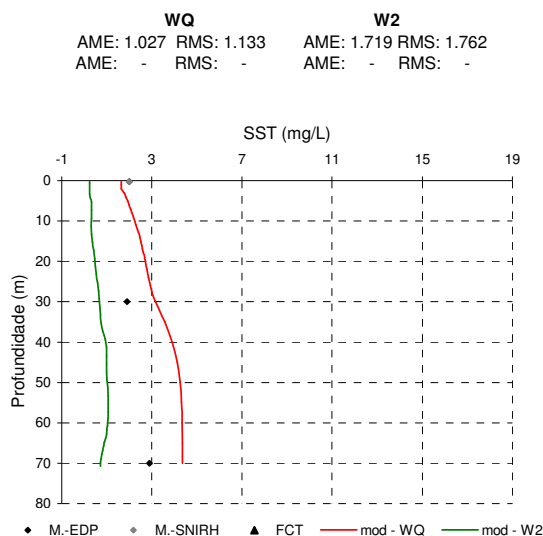


Figura 6.151 - Perfil de SST 11/02/1999

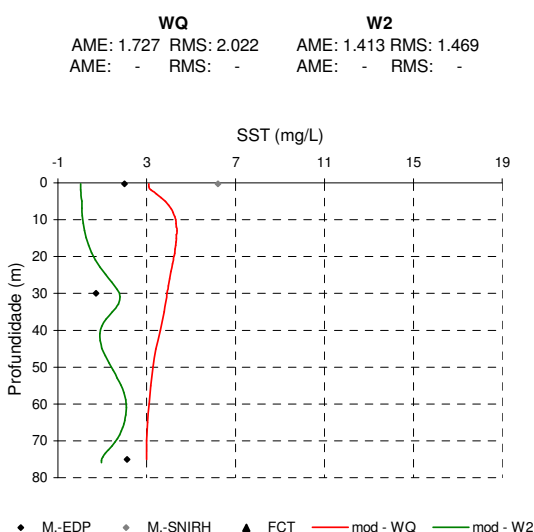


Figura 6.152 - Perfil de SST 13/05/1999

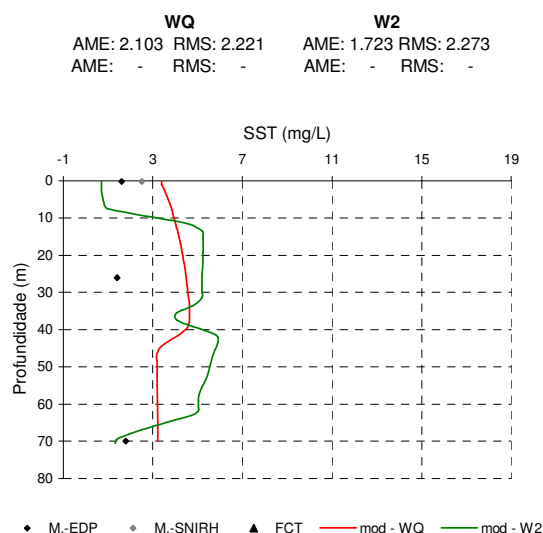


Figura 6.153 - Perfil de SST 21/08/1999

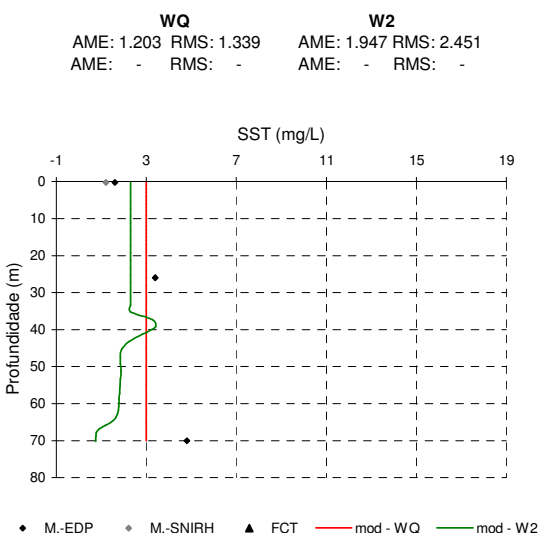


Figura 6.154 - Perfil de SST 25/11/1999

Com efeito, verifica-se uma relativa homogeneidade dos valores da concentração de SST ao longo da coluna de água, para os quatro meses considerados e os dois anos analisados, não se observando diferenças significativas entre o comportamento dos referidos valores quando se estabelece a comparação entre os anos de 1998 e de 1999.

No que se refere ao ajustamento dos resultados dos modelos WQ e W2 aos dados de amostragem, importa destacar, pela negativa, a situação inerente ao mês de Fevereiro de 1998 (Figura 6.147), onde a instabilidade dos resultados do modelo W2 e os valores bastante elevados do modelo WQ, nomeadamente em profundidade, contrariam a homogeneidade dos valores monitorizados ao longo da coluna de água. Esta situação deverá estar associada a valores demasiado elevados da concentração de SST nas

afluências à massa de água, ou nas próprias condições iniciais da mesma, nomeadamente atendendo a que se trata de um parâmetro conservativo, apesar dos valores considerados em ambos os casos terem resultado de dados de amostragem.

Também em Agosto de 1999 (Figura 6.153) não foi possível conseguir um bom ajustamento entre os resultados do modelo e os dados de amostragem, embora neste caso as diferenças registadas tenham sido bastante menores, comparativamente à situação inerente ao mês de Fevereiro de 1998 (Figura 6.147).

À excepção das duas situações anteriormente referidas, nos restantes seis meses considerados verifica-se um ajustamento aceitável entre os valores obtidos através dos modelos e os inerentes aos dados de monitorização, nomeadamente no que se refere à tendência de evolução da concentração de SST ao longo da coluna de água, não se tendo, também neste caso, identificado diferenças significativas quando se estabelece a comparação entre os resultados inerentes a cada um dos modelos utilizados.

Na Figura 6.155 é apresentada a evolução temporal dos valores da concentração de SST, medidos e simulados, para a superfície e no segmento da massa de água localizado mais próximo da barragem.

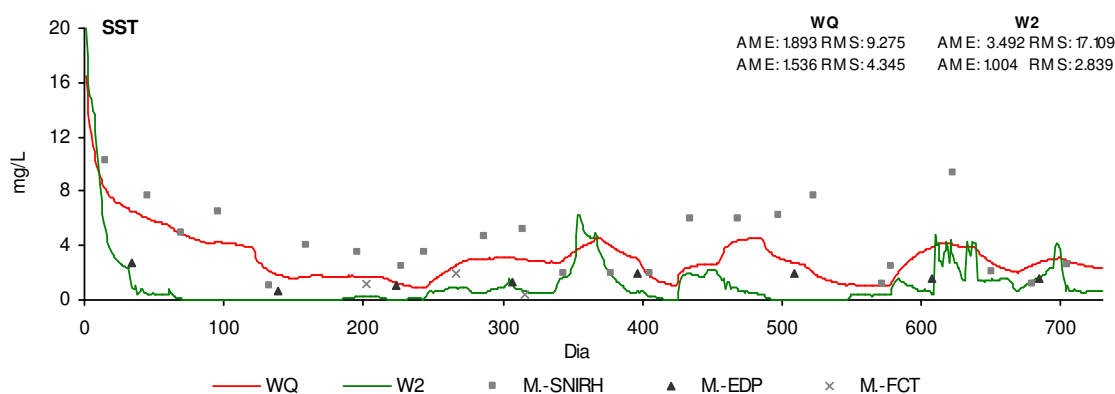


Figura 6.155 - Evolução temporal dos valores da concentração de SST à superfície

A análise da Figura 6.155 permite verificar que os valores de amostragem são relativamente bem descritos pelos resultados de qualquer dos modelos, sobretudo em termos da sua tendência de evolução temporal, apesar de alguns dos valores mais elevados obtidos através dos programas de monitorização não serem acompanhados pelos resultados dos modelos. Por outro lado, importa salientar que os valores simulados inerentes ao início do período em análise são particularmente elevados, o que poderá indicar que os dados que permitiram caracterizar a situação inerente às condições iniciais talvez sejam por excesso,

embora se verifique uma rápida diminuição das correspondentes concentrações ao longo dos primeiros dias do ano de 1998.

#### 6.5.5.5 – Azoto amoniacal

Nas figuras 6.156 a 6.163 são apresentados os perfis verticais inerentes à concentração de  $\text{NH}_4$ , para o segmento mais a jusante da albufeira da Aguieira. Os resultados obtidos permitem verificar que para os meses de Fevereiro, Maio, Agosto e Novembro dos dois anos analisados os valores da concentração de  $\text{NH}_4$ , são sistematicamente, da ordem das 0.2 mg/L, apresentando uma grande homogeneidade, quer ao longo da coluna de água, quer ao longo do período de tempo analisado.

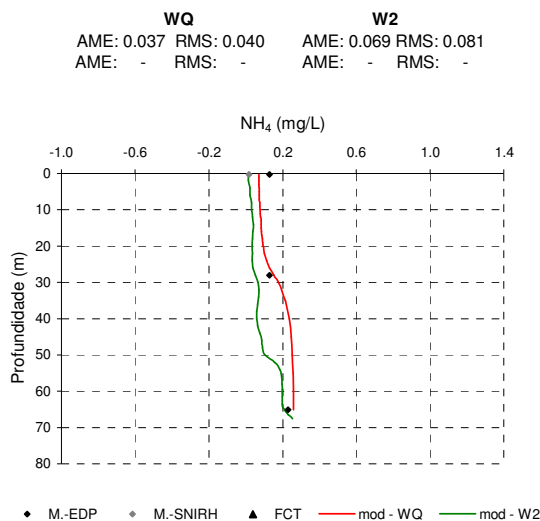


Figura 6.156 - Perfil de  $\text{NH}_4$  19/02/1998

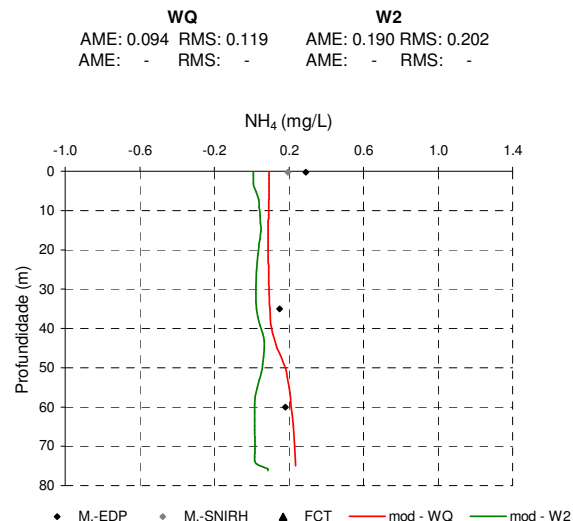


Figura 6.157 - Perfil de  $\text{NH}_4$  21/05/1998

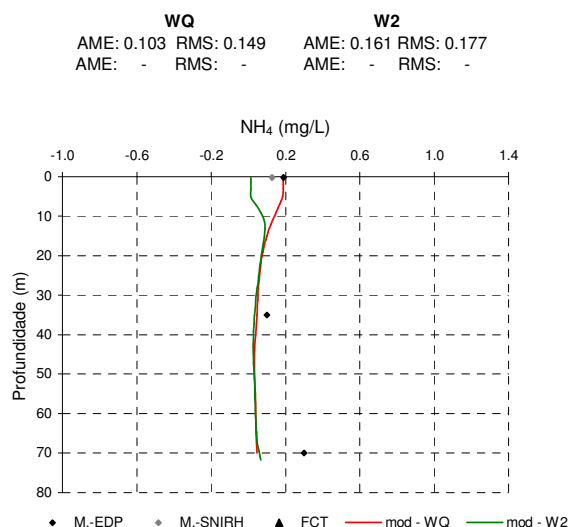


Figura 6.158 - Perfil de  $\text{NH}_4$  18/08/1998

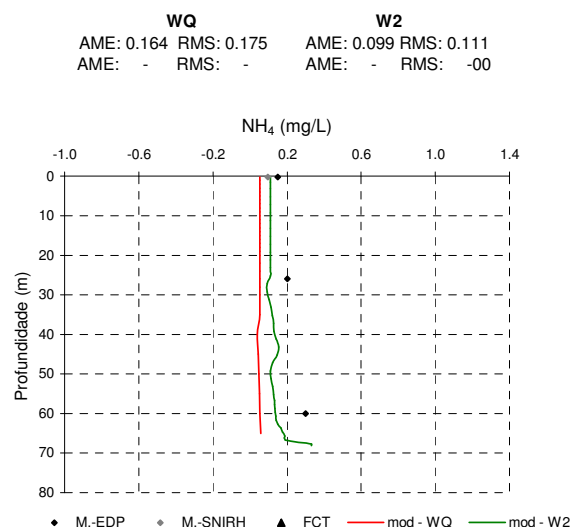


Figura 6.159 - Perfil de  $\text{NH}_4$  12/11/1998



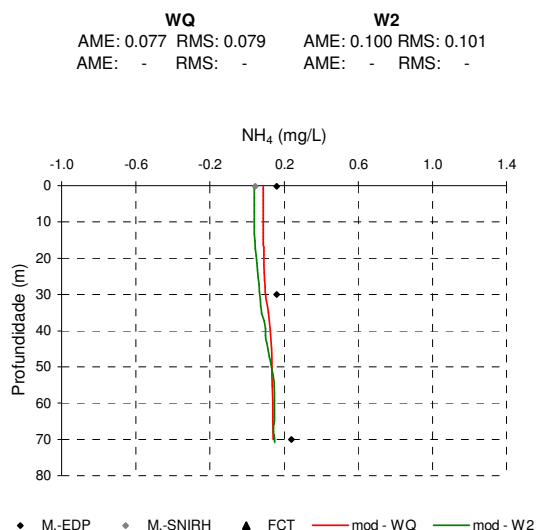


Figura 6.160 - Perfil de  $\text{NH}_4$  11/02/1999

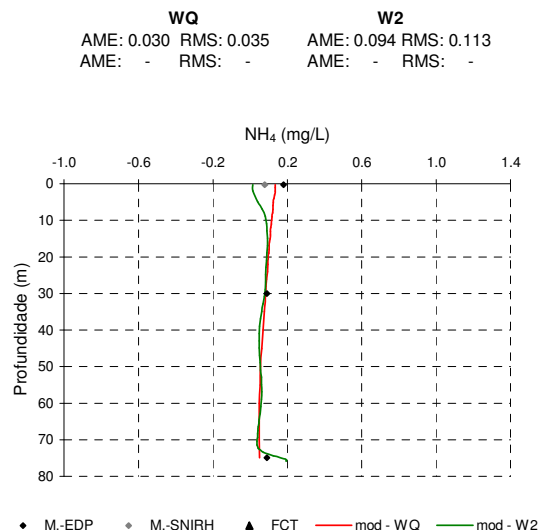


Figura 6.161 - Perfil de  $\text{NH}_4$  13/05/1999

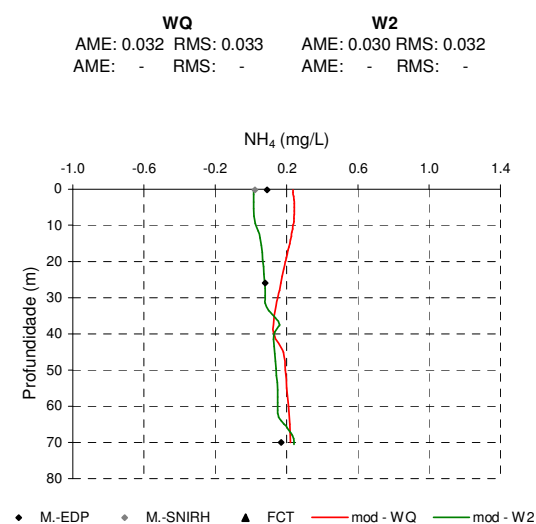


Figura 6.162 - Perfil de  $\text{NH}_4$  21/08/1999

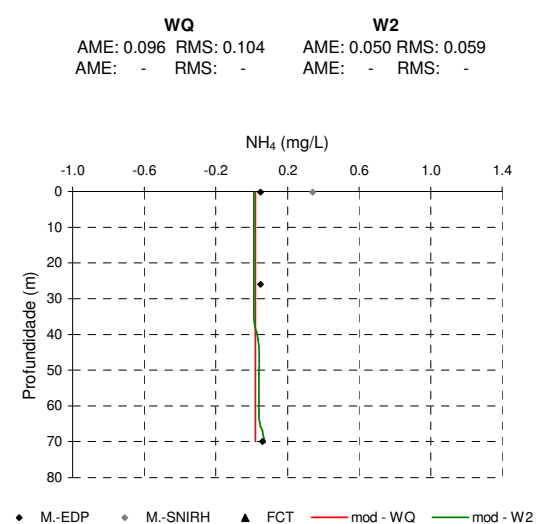


Figura 6.163 - Perfil de  $\text{NH}_4$  25/11/1999

No que se refere ao ajustamento dos resultados dos modelos WQ e W2 aos dados de amostragem, pode considerar-se que este foi particularmente bem conseguido, verificando-se uma excelente aproximação entre os resultados de simulação e os valores de amostragem, não se verificando também diferenças sensíveis entre os valores da concentração de  $\text{NH}_4$  obtidos através de cada um dos modelos utilizados, como pode ser confirmado através dos valores calculados para as estatísticas AME e RMS.

Na Figura 6.164 são apresentados os resultados inerentes à evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$ , medidos e simulados, para a superfície da massa de água, no que se refere ao segmento mais a jusante da mesma.

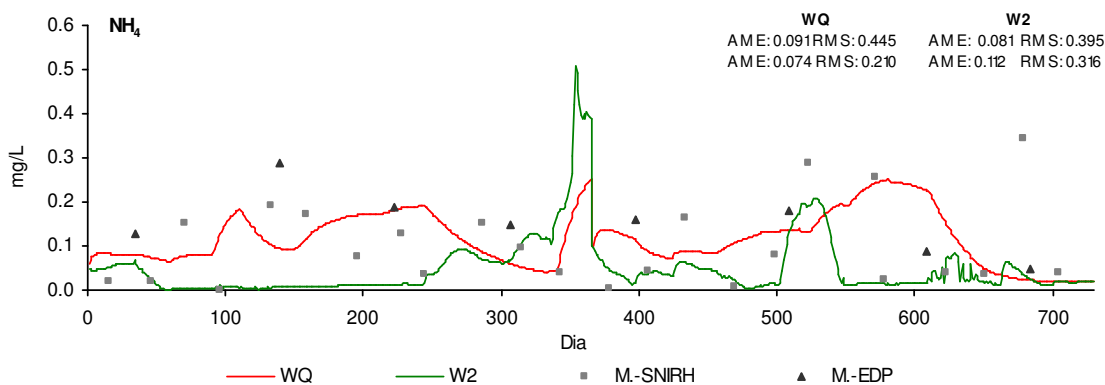


Figura 6.164 - Evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  à superfície

A análise dos resultados apresentados na Figura 6.164 permite corroborar o atrás referido. Com efeito, também neste caso se verifica uma boa aproximação entre os resultados dos dois modelos e os dados de amostragem, sendo que o único afastamento à gama de valores definida por esses dados se observa no final do ano de 1998, em função do “pico” dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  traduzido pelos dados fornecidos pelo modelo W2.

#### 6.5.5.6 – Nitritos

Nas figuras 6.165 a 6.172 são apresentados os resultados da concentração de  $\text{NO}_2$ , no que se refere aos correspondentes perfis verticais obtidos para o segmento mais a jusante da albufeira da Aguieira.

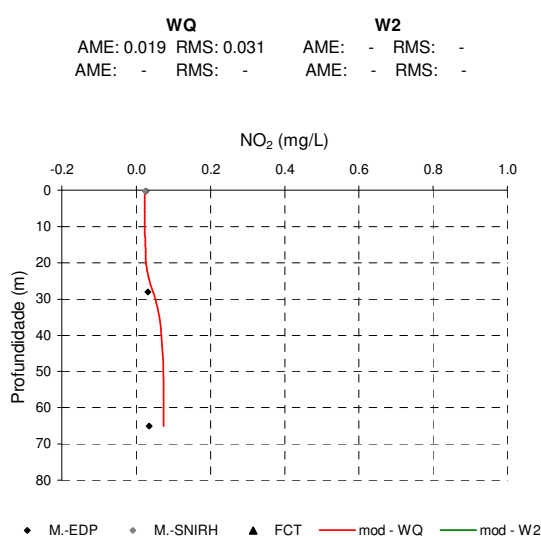


Figura 6.165 - Perfil de  $\text{NO}_2$  19/02/1998

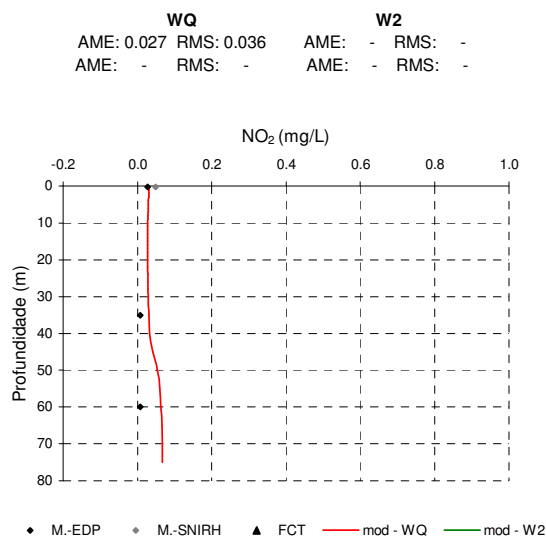


Figura 6.166 - Perfil de  $\text{NO}_2$  21/05/1998

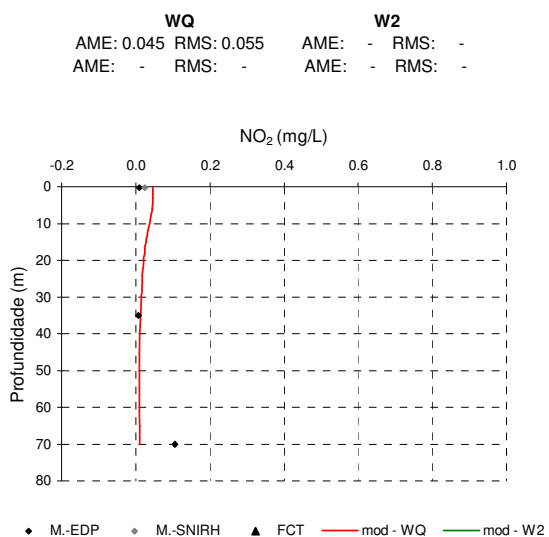


Figura 6.167 - Perfil de NO<sub>2</sub> 18/08/1998

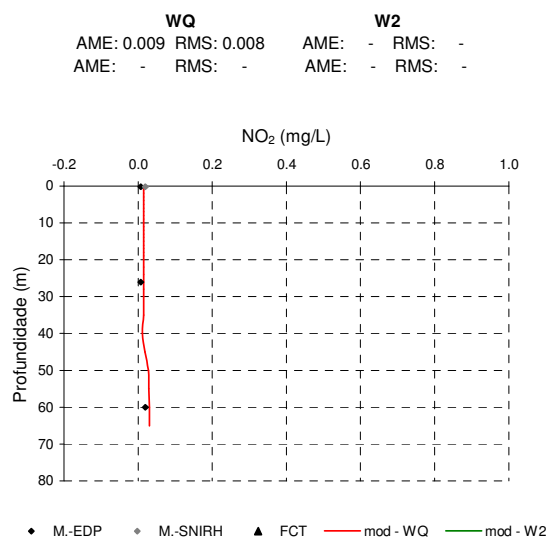


Figura 6.168 - Perfil de NO<sub>2</sub> 12/11/1998

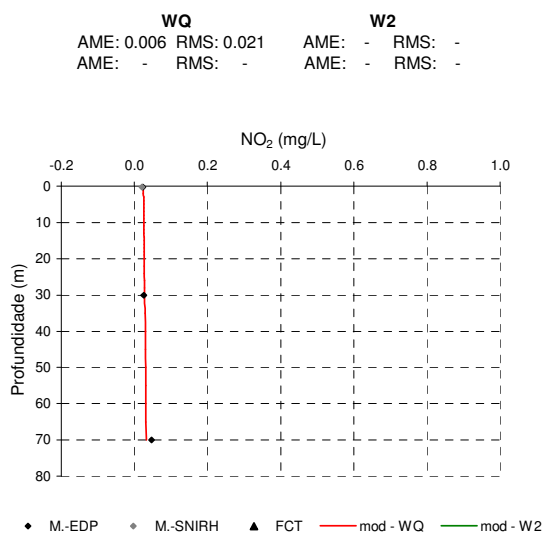


Figura 6.169 - Perfil de NO<sub>2</sub> 11/02/1999

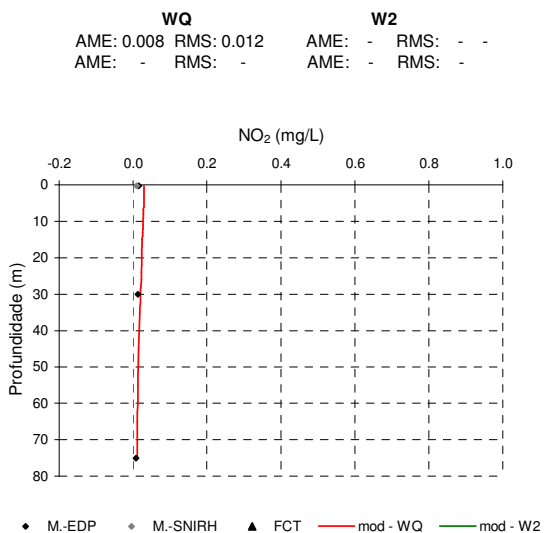


Figura 6.170 - Perfil de NO<sub>2</sub> 13/05/1999

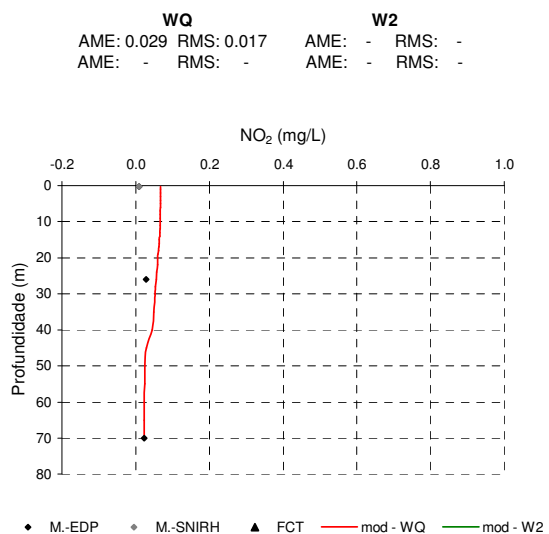


Figura 6.171 - Perfil de NO<sub>2</sub> 21/08/1999

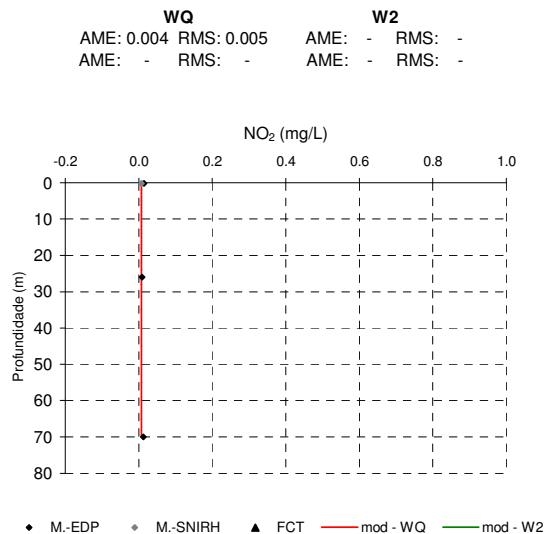


Figura 6.172 - Perfil de NO<sub>2</sub> 25/11/1999

A análise dos resultados referentes a este parâmetro é relativamente fácil de efectuar e bastante idêntica à que foi desenvolvida, por exemplo, em relação à evolução dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$ . De facto, os valores da concentração de  $\text{NO}_2$  apresentam-se sempre relativamente baixos, na maioria dos casos inferiores a 0.1 mg/L, ao longo de toda a coluna de água e de todos os quatro meses seleccionados para cada um dos anos analisados.

Em relação ao ajustamento dos resultados de simulação aos valores de amostragem, neste caso apenas se estabelece a comparação relativamente aos valores obtidos através do modelo WQ, na medida em que a formulação funcional do modelo W2 (de acordo com o referido anteriormente na secção 6.3.5) considera o somatório dos valores de  $\text{NO}_2$  e de  $\text{NO}_3$ , sob a forma de  $\text{NO}_x$ , tratando em conjunto estes dois compostos do ciclo do azoto. De qualquer forma, observou-se um excelente ajustamento entre os dois conjuntos de valores - resultados do modelo WQ e dados de amostragem.

Na Figura 6.173 é apresentada a evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NO}_2$ , medidos e simulados, para a superfície e no segmento da albufeira da Aguieira localizado mais próximo da correspondente barragem.

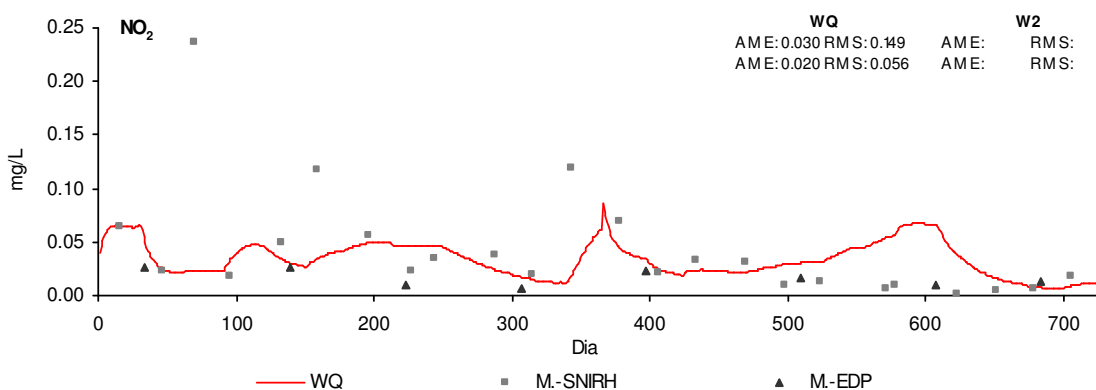


Figura 6.173 - Evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NO}_2$  à superfície

A análise dos resultados apresentados nessa Figura vai de encontro ao anteriormente referido, na medida em que se verifica que, na maioria dos casos, os valores da concentração de  $\text{NO}_2$  são inferiores a 0.1 mg/L e que os resultados do modelo WQ acompanham de perto os valores monitorizados. Com efeito, apenas três amostragens apresentam valores superiores a 0.1 mg/L para a concentração de  $\text{NO}_2$ , sendo que em dois desses casos os correspondentes resultados são muito próximos do valor referido.

### 6.5.5.7 – Nitratos

No que se refere aos perfis verticais dos valores da concentração de  $\text{NO}_3$  considerou-se, para o ano de 1998 e adicionalmente aos meses de Fevereiro, Maio, Agosto e Novembro, os meses de Julho e Setembro. Esta opção é justificada pelo facto de, também nesses meses, se terem recolhido amostras de água a diferentes profundidades, que foram depois analisadas no Laboratório do DCEA/FCT/UNL, pelo que se considerou importante entrar igualmente em linha de conta com esses resultados.

Assim, nas figuras 6.174 a 6.183 são apresentados os perfis verticais inerentes à concentração de  $\text{NO}_3$  para seis meses do ano de 1998 e para quatro meses do ano de 1999.

Ao contrário do observado relativamente a outros parâmetros do ciclo do azoto, anteriormente analisados, verificou-se que os valores da concentração de  $\text{NO}_3$  apresentam uma considerável heterogeneidade, ao longo da coluna de água e também em termos temporais. Apesar dessa heterogeneidade, a tentativa de estabelecer um padrão de evolução dos valores da concentração de  $\text{NO}_3$  permitiu verificar que existe uma tendência para uma certa uniformidade dos referidos valores, em termos do seu perfil vertical, nos meses correspondentes ao início e ao final do ano, neste último caso apenas no que se refere ao ano de 1999 (figuras 6.174, 6.180 e 6.183); por oposição à situação que se verifica nos meses mais quentes do ano em que os valores mais baixos se registam, na maioria dos casos, à superfície, observando-se valores mais elevados a meio da coluna de água ou junto ao fundo.

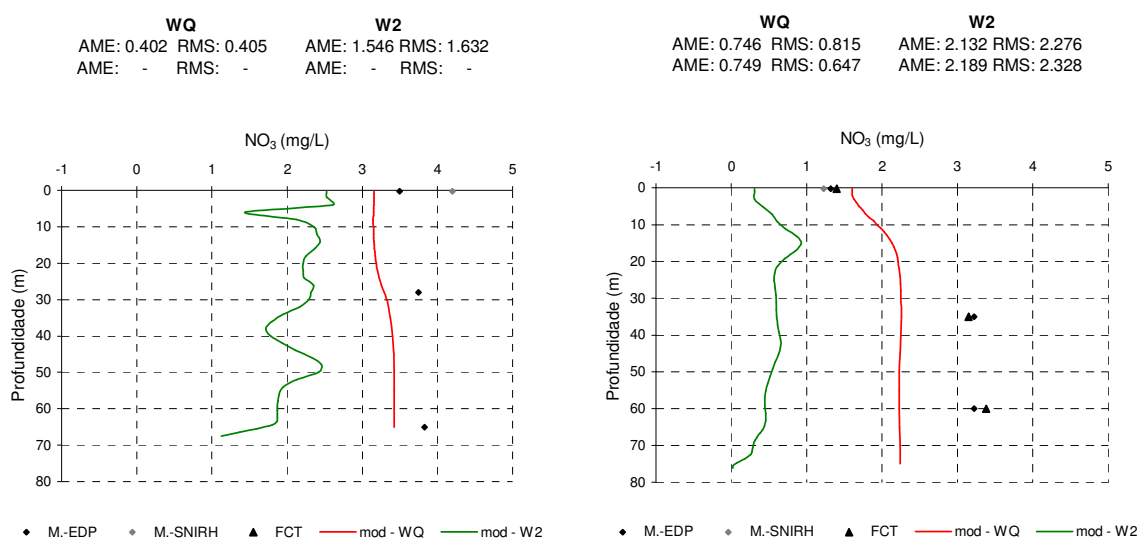


Figura 6.174 - Perfil de  $\text{NO}_3$  19/02/1998

Figura 6.175 - Perfil de  $\text{NO}_3$  21/05/1998

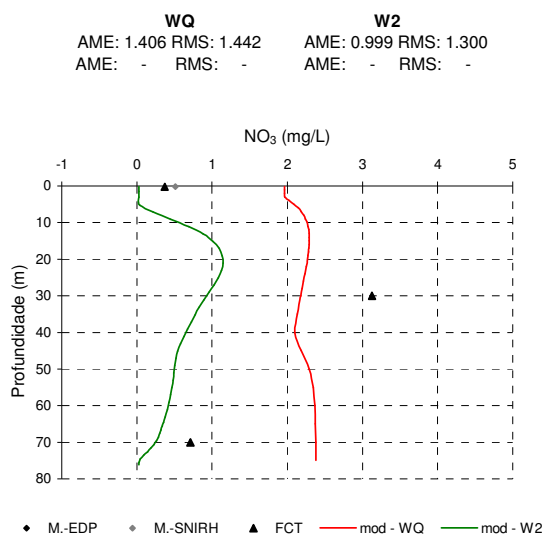


Figura 6.176 - Perfil de NO<sub>3</sub> 21/07/1998

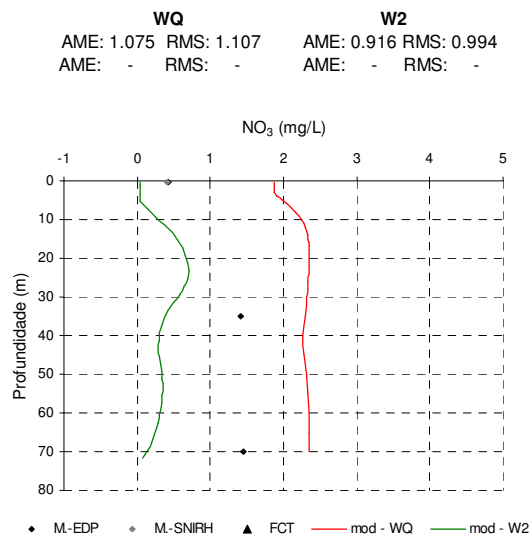


Figura 6.177 - Perfil de NO<sub>3</sub> 18/08/1998

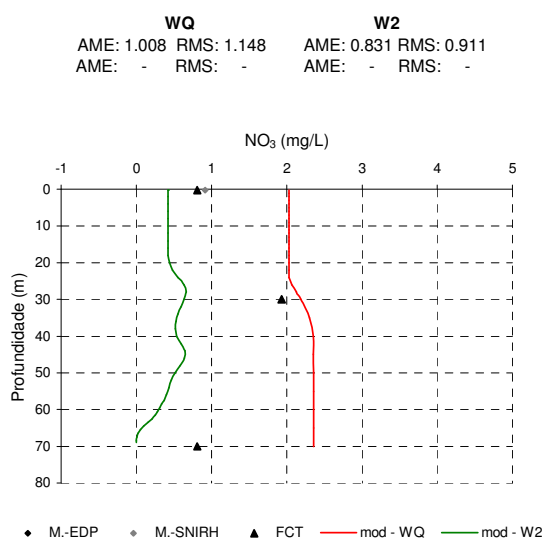


Figura 6.178 - Perfil de NO<sub>3</sub> 24/09/1998

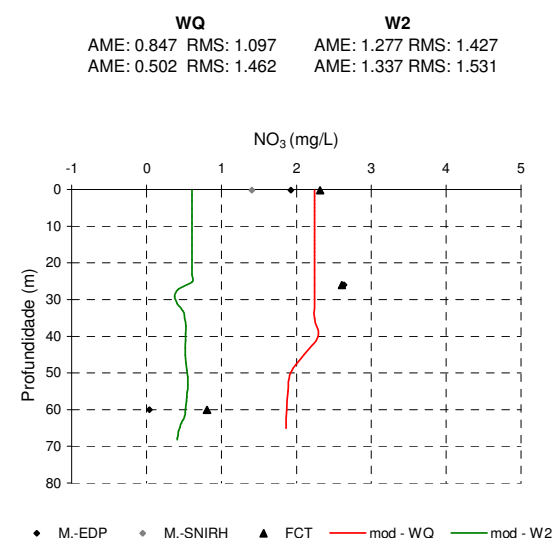


Figura 6.179 - Perfil de NO<sub>3</sub> 12/11/1998

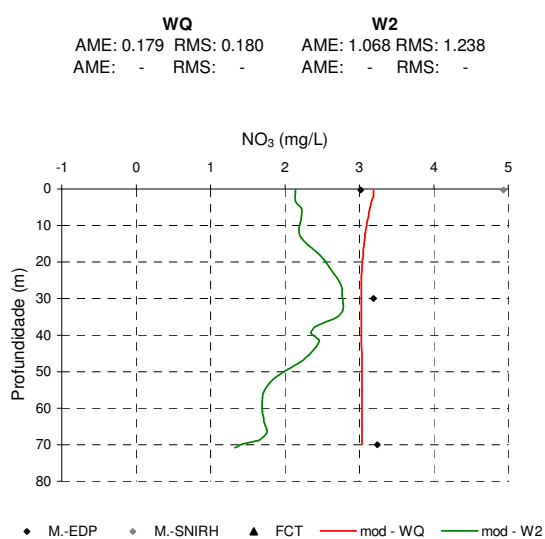


Figura 6.180 - Perfil de NO<sub>3</sub> 11/02/1999

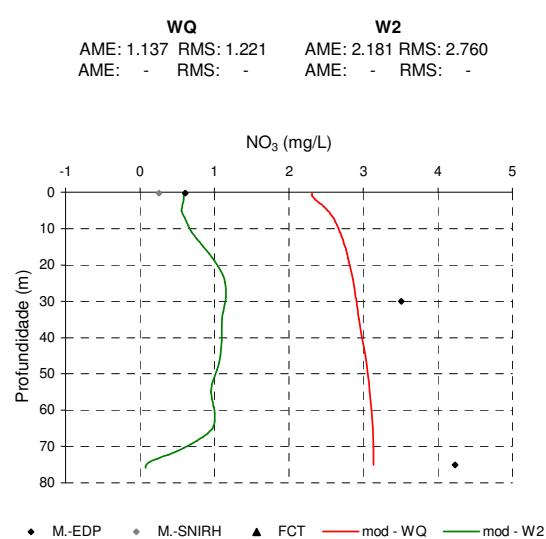


Figura 6.181 - Perfil de NO<sub>3</sub> 13/05/1999

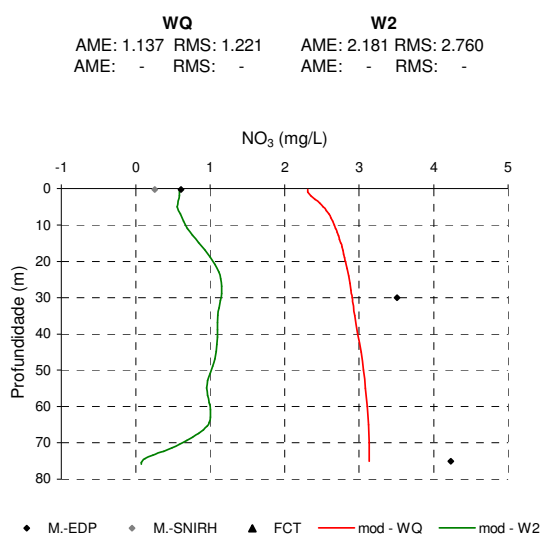


Figura 6.182 - Perfil de  $\text{NO}_3$  21/08/1999

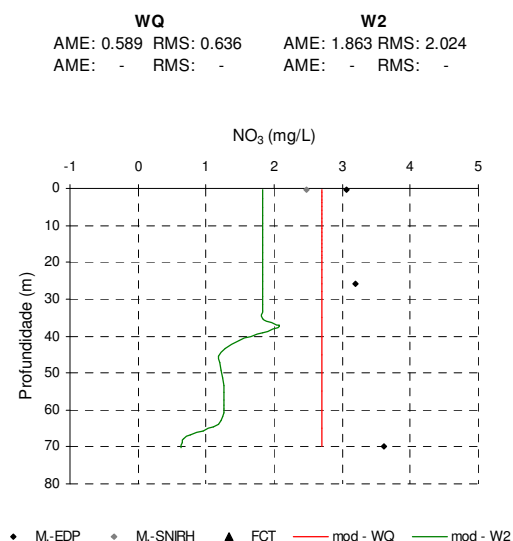


Figura 6.183 - Perfil de  $\text{NO}_3$  25/11/1999

No que se refere ao ajustamento dos resultados dos modelos WQ e W2 aos dados de monitorização, considera-se que de todos os parâmetros analisados talvez seja este o caso em que o referido ajustamento é menos bem conseguido. Talvez essa situação possa em parte ser explicada pela heterogeneidade atrás referida, mas certamente não na totalidade, sendo um facto que não foi possível conseguir, face aos dados disponíveis, um melhor ajustamento. Contudo, é importante salientar que qualquer dos modelos revelou a capacidade de descrever as tendências de evolução da concentração de  $\text{NO}_3$  ao longo da coluna de água e do tempo.

Em relação às diferenças entre os resultados obtidos através dos dois modelos, verificou-se que os resultados do modelo WQ acompanharam mais de perto, na maioria dos casos, a evolução dos dados de amostragem, comparativamente ao observado em termos dos resultados inerentes ao modelo W2. Esta afirmação é validada através dos valores obtidos para as estatísticas AME e RMS, e corresponde a uma situação que poderá estar associada ao facto, anteriormente referido, do modelo W2 tratar em conjunto os compostos  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$ , sendo o somatório das correspondentes concentrações que é aqui analisado para estabelecer a comparação com os resultados de amostragem.

Na Figura 6.184 é apresentada a evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NO}_3$ , medidos e simulados, para a superfície da albufeira da Aguieira e para o segmento mais a jusante na mesma.

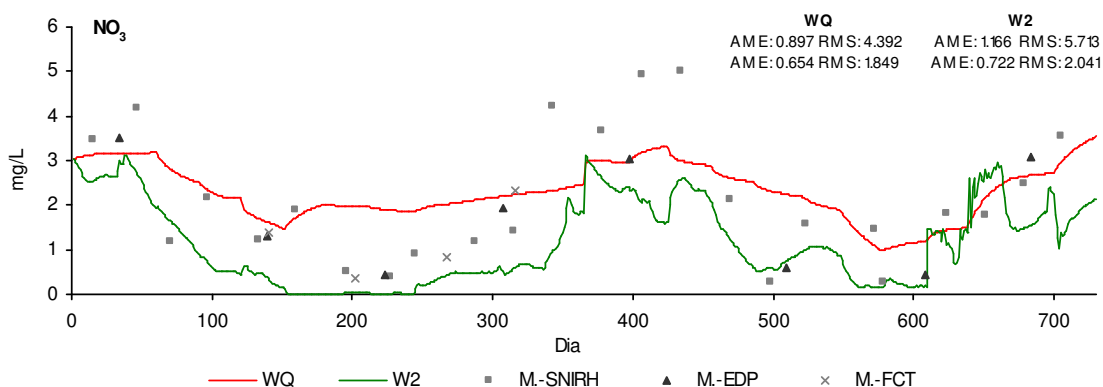


Figura 6.184 - Evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{NO}_3$  à superfície

A análise dos resultados apresentados na Figura 6.184 permite corroborar o anteriormente referido, sendo possível verificar que os valores mais elevados da concentração de  $\text{NO}_3$  à superfície se registam nos períodos mais frios do ano, normalmente associados a maiores valores do escoamento superficial e, conseqüentemente, a um potencial aumento da afluência de nutrientes à massa de água; e que os resultados do modelo WQ se ajustam melhor aos dados de amostragem, comparativamente ao observado em relação aos resultados do modelo W2.

#### 6.5.5.8 – Ortofosfatos

Os perfis verticais inerentes à evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{PO}_4$  são apresentados nas figuras 6.185 a 6.194.

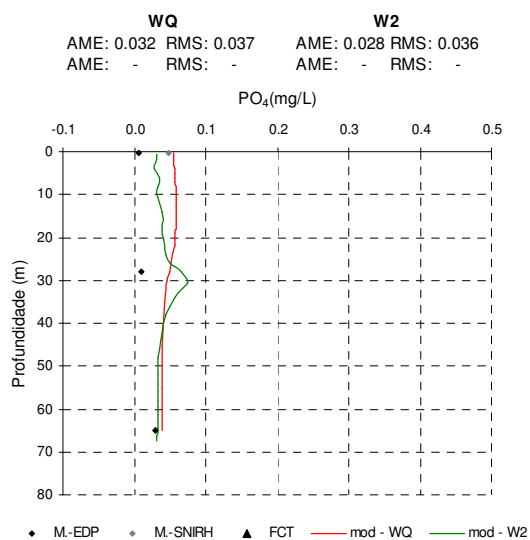


Figura 6.185 - Perfil de  $\text{PO}_4$  19/02/1998

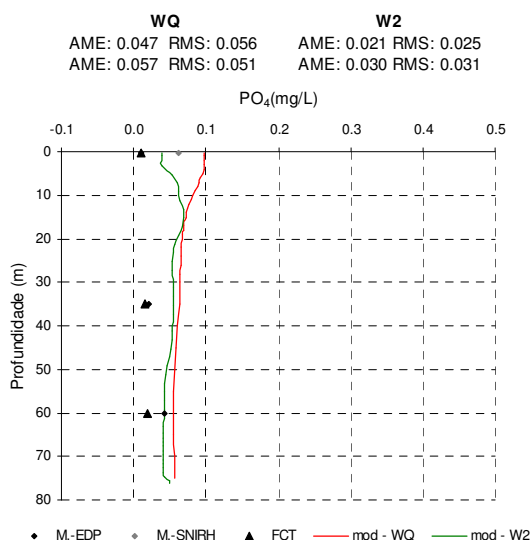


Figura 6.186 - Perfil de  $\text{PO}_4$  21/05/1998



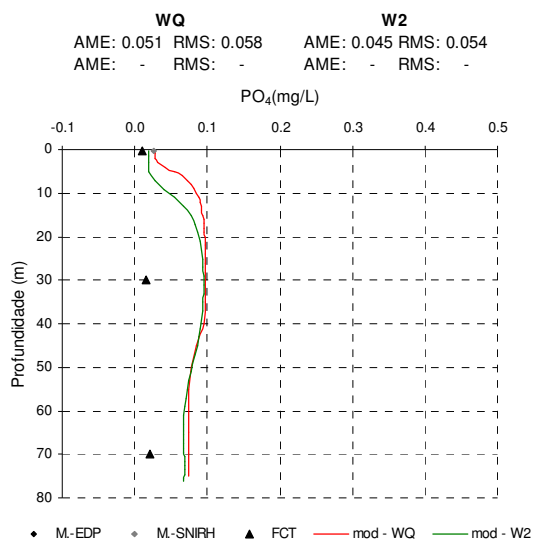


Figura 6.187 - Perfil de PO<sub>4</sub> 21/07/1998

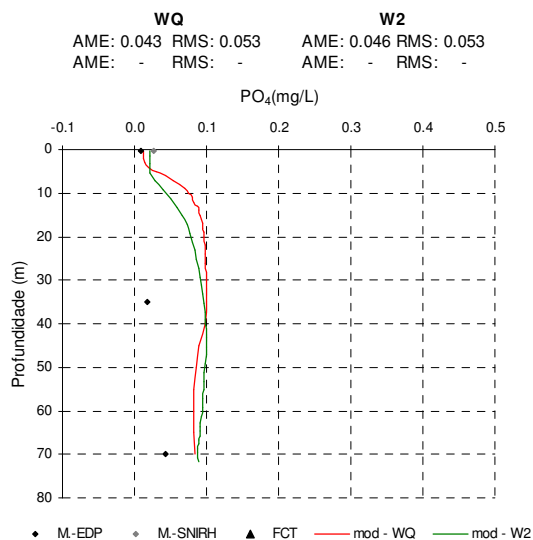


Figura 6.188 - Perfil de PO<sub>4</sub> 18/08/1998

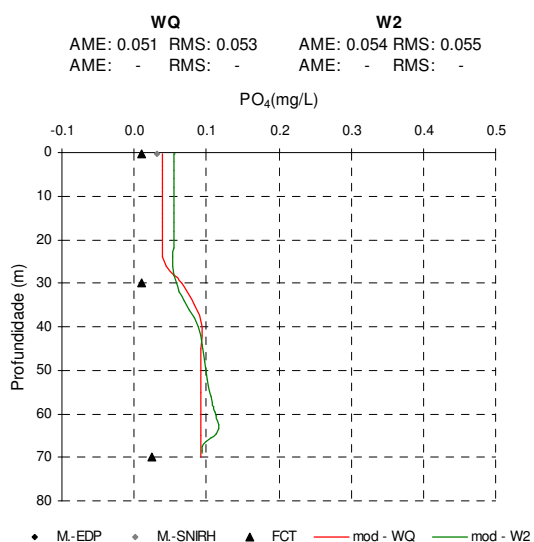


Figura 6.189 - Perfil de PO<sub>4</sub> 24/09/1998

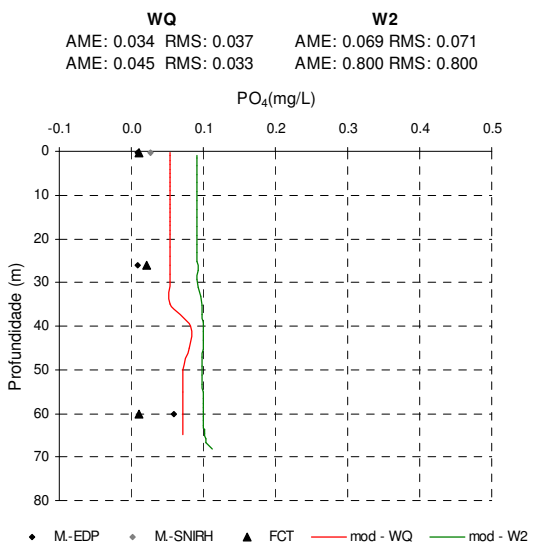


Figura 6.190 - Perfil de PO<sub>4</sub> 12/11/1998

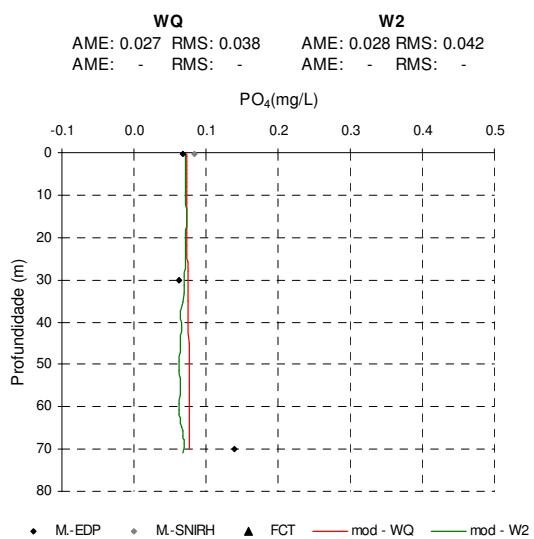


Figura 6.191 - Perfil de PO<sub>4</sub> 11/02/1999

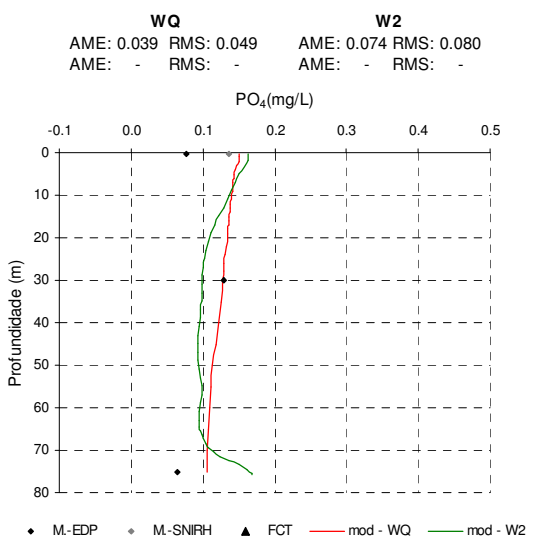


Figura 6.192 - Perfil de PO<sub>4</sub> 13/05/1999

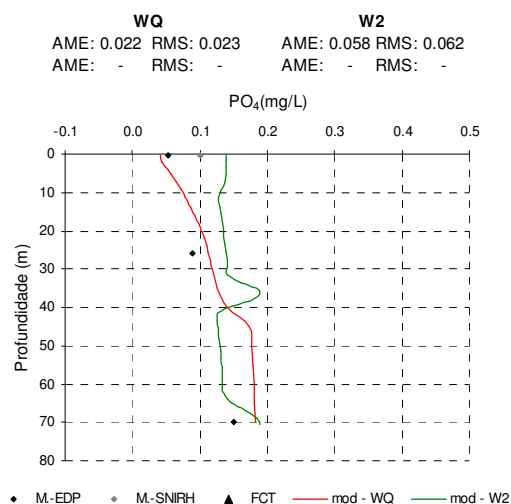


Figura 6.193 - Perfil de PO<sub>4</sub> 21/08/1999

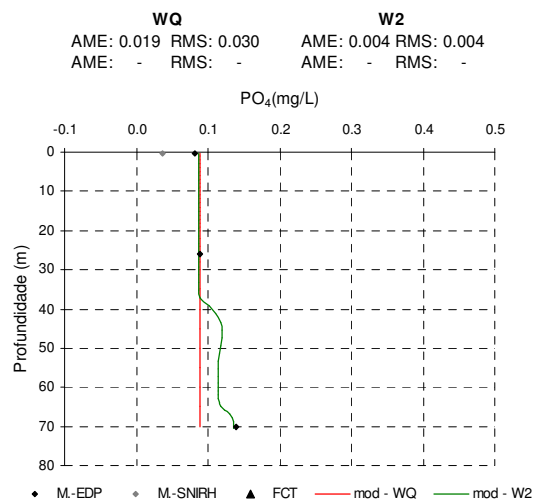


Figura 6.194 - Perfil de PO<sub>4</sub> 25/11/1999

Também neste caso, à semelhança do verificado em relação ao NO<sub>3</sub> e pelas mesmas razões, são apresentados seis perfis verticais inerentes ao ano de 1998 e quatro no que se refere ao ano de 1999.

A análise dos registos de amostragem inerentes à concentração de PO<sub>4</sub> revelou que estes se apresentam bastante homogêneos ao longo da coluna de água e do tempo, estando sempre contidos na gama compreendida entre as 0.0 mg/L e as 0.2 mg/L, sendo que na maioria dos casos se situam na primeira metade da referida gama. Assim, não é possível identificar qualquer tendência de evolução dos referidos valores de concentração ao longo do tempo ou da coluna de água.

Esta situação está de acordo com o que seria de esperar, na medida em que os ortofosfatos correspondem a um parâmetro descritor da qualidade da água que apresenta uma fraca resiliência da sua concentração nas massas de água naturais. Por esse motivo, teria sido preferível considerar no estudo realizado, adicionalmente aos ortofosfatos ou em alternativa aos mesmos, os valores da concentração de fósforo total. Contudo, são muito poucos os modelos de simulação matemática da qualidade da água que contemplam na sua representação funcional este último parâmetro, razão que justifica que a modelação do mesmo seja, infelizmente, muito pouco frequente.

No que se refere ao ajustamento dos resultados dos modelos WQ e W2 aos valores de amostragem inerentes à concentração de PO<sub>4</sub>, verifica-se que esse ajustamento foi relativamente bem conseguido, não se tendo também identificado diferenças significativas

entre os resultados de cada um dos modelos utilizados, como é demonstrado pelos valores obtidos para as estatísticas AME e RMS.

Na Figura 6.195 é apresentada a evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{PO}_4$ , medidos e simulados, para a superfície da albufeira da Aguieira e para o segmento mais a jusante na mesma.

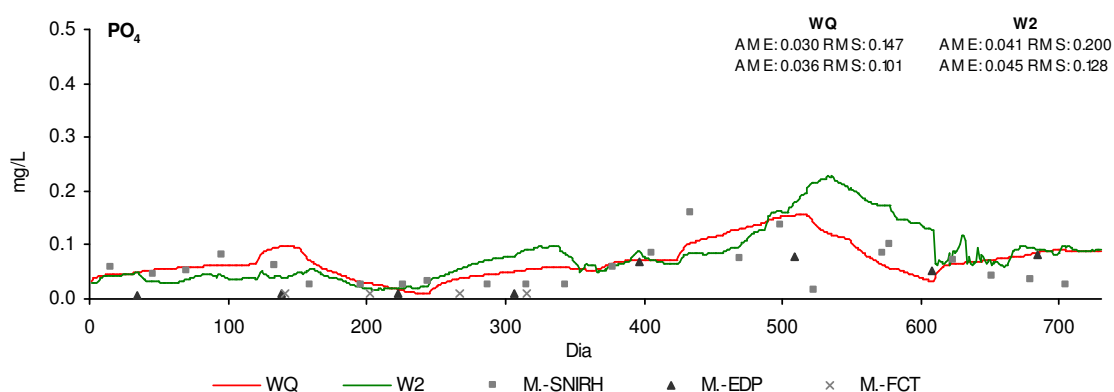


Figura 6.195 - Evolução temporal dos valores da concentração de  $\text{PO}_4$  à superfície

A análise dos resultados apresentados na Figura 6.195 permite confirmar o que anteriormente foi referido. Com efeito, também através dessa análise pode ser verificada a ausência de qualquer tendência clara de evolução dos valores da concentração de  $\text{PO}_4$ , à superfície e ao longo dos dois anos considerados. Adicionalmente, é igualmente possível observar que não existem diferenças significativas entre os resultados dos dois modelos utilizados, sendo que estes acompanham de perto os valores inerentes aos registos de amostragem.

#### 6.5.5.9 – Considerações finais

Entende-se que é legítimo considerar que a análise desenvolvida na presente secção 6.5.5 cumpriu o objectivo que justificou a sua realização. No essencial, esse objectivo correspondeu ao estudo do comportamento de outros parâmetros descritores da qualidade da água, na perspectiva de considerar os seus potenciais efeitos sobre a concentração de oxigénio dissolvido, bem como para complementar a análise realizada relativamente a esse parâmetro.

Isto significa que, independentemente de se ter conseguido uma boa descrição do comportamento dos valores da concentração de oxigénio dissolvido, seria igualmente

importante conseguir descrever o comportamento de alguns dos parâmetros que influenciam e são influenciados pela dinâmica do oxigénio dissolvido na albufeira da Aguieira.

Face aos resultados obtidos e apresentados nas secções 6.5.5.2 a 6.5.5.8, considera-se que foi possível analisar e definir o comportamento dos parâmetros seleccionados, bem como descrever o mesmo através dos modelos utilizados, tendo-se conseguido, no global, um bom ajustamento entre os resultados dos modelos e os dados de amostragem, pelo que se entende que a análise efectuada relativamente ao oxigénio dissolvido foi reforçada e ganhou fiabilidade, em função da que foi desenvolvida relativamente a outros parâmetros descritores da qualidade da água.

## **6.6 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS – RIO MONDEGO**

### **6.6.1 – Introdução**

Desde o início do trabalho de investigação desenvolvido que se assumiu que para além do objectivo principal do mesmo, inerente aos efeitos resultantes dos volumes bombeados a partir do contra-embalse sobre o comportamento térmico e a qualidade da água da albufeira da Aguieira, se consideraria como objectivo adicional o estudo do potencial efeito regularizador da albufeira da Raiva sobre a qualidade da água lançada para jusante do aproveitamento.

Para a concretização desse último objectivo seria suficiente considerar os valores obtidos - quer através do programa de amostragem realizado quer a partir dos exercícios de simulação desenvolvidos - à cota da tomada de água para o circuito hidráulico de cada uma das albufeiras, e estabelecer a comparação entre os referidos valores.

Contudo, ao longo do desenvolvimento do estudo foi sendo analisada a hipótese de se tentar ir um pouco mais longe, explorando quer os dados de amostragem recolhidos quer as capacidades do modelo QUAL2E, de forma a tentar perceber e quantificar o comportamento, em termos dos parâmetros temperatura e oxigénio dissolvido (OD), da água lançada no rio para jusante do aproveitamento, bem como as diferenças que seriam expectáveis em termos desse comportamento caso as estruturas de tomada de água das barragens estivessem equipadas com dispositivos de tomada selectiva.

Assim, na presente secção, serão analisados e apresentados os resultados inerentes aos seguintes aspectos:

- Potencial efeito regularizador do contra-embalse da Raiva, sobre a temperatura e a concentração de OD na água lançada para jusante, face à situação hipotética de não existência da correspondente albufeira sendo, nesse caso, o referido lançamento de água para jusante efectuado directamente a partir da barragem da Aguieira.
- Análise comparativa da evolução espacial do comportamento dos parâmetros atrás referidos na água lançada para jusante no rio Mondego, admitindo diferentes cenários. Esses cenários consideram o lançamento de água para jusante a partir de uma ou de outra das barragens que constituem o aproveitamento (Aguieira e Raiva), admitindo-se em qualquer dos casos que a tomada de água é efectuada através das estruturas existentes ou de outras, hipotéticas, que permitiriam a captação em camadas mais próximas da superfície das correspondentes albufeiras. Foi para possibilitar a consideração desses diferentes cenários que se aplicou o modelo QUAL2E a um trecho do rio Mondego, com 53 km de desenvolvimento contados a partir da secção da barragem da Raiva.

Em secções anteriores do presente Capítulo 6 foram já apresentados um conjunto de elementos inerentes aos dados necessários à aplicação do modelo QUAL2E, bem como ao processo de recolha dos mesmos, de entre os quais se destacam: a representação conceptual adoptada (secção 6.2.4); o programa de amostragem desenvolvido, que contemplou também secções localizadas a jusante da barragem da Raiva (secção 6.3.2); os dados meteorológicos (secção 6.3.3); os elementos inerentes às condições iniciais (secção 6.3.4); os dados respeitantes à caracterização quantitativa e qualitativa das afluências (secção 6.3.5); e o processo de calibração do modelo (secção 6.4.4).

No entanto, na sequência dos elementos já apresentados e ainda antes de se proceder à caracterização dos diferentes cenários adoptados, optou-se por referenciar mais alguns aspectos que estão relacionados com os dados necessários à aplicação do modelo QUAL2E, e que contribuíram também para a definição dos referidos cenários.

Assim, no âmbito da análise desenvolvida com o modelo QUAL2E foram consideradas várias situações hipotéticas, de forma a tornar possível a concretização dos objectivos atrás definidos.

No que se refere aos valores dos caudais utilizados nos exercícios de simulação realizados considerou-se, em qualquer caso, os que foram efectivamente lançados para jusante a partir

da barragem da Raiva. A adopção de outros valores poderia enviesar a análise comparativa que se pretendeu estabelecer.

Na referida análise foram considerados exclusivamente os descritores temperatura e OD. Os correspondentes valores desses parâmetros, utilizados nos exercícios de simulação realizados, foram obtidos através dos resultados do programa de monitorização desenvolvido, considerando-se os registos inerentes à camada superficial e à cota da tomada de água, para qualquer uma das albufeiras. No que se refere à camada superficial considerou-se, em qualquer dos dois casos (albufeiras da Aguieira e da Raiva), a média dos valores obtidos ao longo dos primeiros 3 m a 4 m de profundidade, para que fosse possível ter em conta a submergência necessária face à eventual existência de uma tomada de água superficial.

No que se refere à caracterização dos cenários que suportaram a análise desenvolvida, importa referir o seguinte:

- **Cenário 1** – Corresponde ao lançamento de água para jusante a partir da barragem da **Raiva**, através de uma hipotética **tomada de água superficial**.
- **Cenário 2** – Corresponde ao lançamento de água para jusante a partir da barragem da **Raiva**, através da **tomada de água existente**, cujo eixo se encontra à cota de 54 m, sendo que a cota do NPA (Nível de Pleno Armazenamento) é de 61.5 m. Este cenário 2 é inerente à situação real.
- **Cenário 3** – Corresponde ao lançamento de água para jusante a partir da barragem da **Aguieira**, através de uma hipotética **tomada de água superficial**, e considerando que a barragem da Aguieira se encontra localizada na secção inerente à barragem da Raiva.
- **Cenário 4** – Corresponde ao lançamento de água para jusante a partir da barragem da **Aguieira**, através da **tomada de água existente**, cujo eixo se encontra à cota de 83.5 m, sendo que a cota do NPA é de 125 m, mas considerando que a barragem da Aguieira se encontra localizada na secção inerente à barragem da Raiva.
- **Cenário 5** – Corresponde às condições de **regime natural** (condições prístinas) com temperatura igual à de equilíbrio e concentração de OD igual à de saturação.

Assim, os cenários 1, 3 e 4 correspondem a situações hipotéticas; o cenário 2 é inerente à situação real; e o cenário 5 refere-se a uma situação próxima da que existiria antes da existência do aproveitamento da Aguieira-Raiva. O facto de se ter admitido, nos cenários 3 e 4, que a barragem da Aguieira está localizada na secção correspondente à barragem da

Raiva, justifica-se pela necessidade de facilitar/permitir a comparação dos resultados inerentes aos vários cenários.

A escolha da temperatura de equilíbrio e da concentração de OD de saturação para caracterizar as condições de regime natural, está associada ao facto de vários autores (e.g. THOMANN e MUELLER, 1987 e ORLOB, 1983) considerarem que esses valores são os mais comuns em cursos de água naturais. O cálculo da temperatura de equilíbrio, que corresponde à temperatura para a qual as trocas de energia através da interface ar-água são nulas, foi efectuado através de um algoritmo especificamente desenvolvido para esse efeito, baseado na formulação proposta por Thomann e Mueller (THOMANN e MUELLER, 1987), que considera os valores de diferentes parâmetros meteorológicos e se suporta num balanço de energia semelhante ao apresentado na secção 2.3.2 do Capítulo 2. Por seu lado, a concentração de saturação de OD foi conseguida, para cada caso, em função do valor obtido para a temperatura de equilíbrio.

Nas simulações efectuadas consideram-se cinco meses, para cada um dos anos de 1998 e de 1999, a saber: Junho, Julho, Agosto, Setembro e Dezembro. Os quatro primeiros por corresponderem aos meses mais quentes do ano, em que, pelo menos teoricamente, a estratificação térmica da massa de água se encontra bem marcada, determinando diferenças mais sensíveis em relação aos vários cenários considerados; e o mês de Dezembro por ser inerente a um período que, normalmente, corresponde à mistura completa das massas de água, não devendo por isso originar diferenças significativas entre os vários cenários simulados.

Adicionalmente, estabeleceu-se também a comparação entre os valores da temperatura de equilíbrio e da concentração de saturação de OD, calculados para a sequência dos dois anos de simulação, com os correspondentes valores de temperatura e da concentração de OD medidos, à superfície e à cota da tomada de água, nas albufeiras da Aguieira e da Raiva.

#### **6.6.2 – Apresentação e análise de resultados**

Os resultados da análise desenvolvida serão apresentados através de dois tipos de gráficos. Os gráficos do primeiro tipo correspondem à evolução espacial do comportamento da temperatura e da concentração de OD, ao longo dos 53 km do rio Mondego submetidos a modelação. Nesses gráficos são apresentados os resultados obtidos através das

simulações efectuadas com o modelo QUAL2E, para os vários cenários considerados (cenários 1 a 5), para os cinco meses seleccionados e para os anos de 1998 e de 1999. Ainda nesses gráficos, são igualmente apresentados os resultados do programa de monitorização desenvolvido, inerentes neste caso aos locais identificados como Raiva Jusante, Porto da Raiva e Penacova, anteriormente referenciados na Figura 6.4 (secção 6.3.2).

Nos gráficos do segundo tipo, inerentes à evolução temporal dos valores medidos ao longo dos dois anos do programa de amostragem, são apresentados os registos da temperatura e da concentração de OD, monitorizados nas camadas correspondentes à superfície e à cota da tomada de água das albufeiras da Aguieira e da Raiva. Nestes gráficos são igualmente apresentados os valores inerentes à temperatura de equilíbrio e à concentração de saturação de OD, para o mesmo período temporal, de forma a possibilitar a comparação entre estes últimos valores e os resultados da monitorização. Essa comparação é efectuada quer em termos absolutos, quer em termos dos desvios entre os valores medidos e os inerentes à temperatura de equilíbrio e à concentração de saturação de OD.

Nas figuras 6.196 a 6.215, são apresentados os gráficos inerentes à evolução espacial dos valores da temperatura e da concentração de OD ao longo do rio Mondego, considerando os vários cenários definidos. Esses gráficos são apresentados sequencialmente ao longo dos dois anos considerados e para os dois parâmetros simulados.

Numa primeira análise, verifica-se que se conseguiu um bom ajustamento entre os valores da temperatura e da concentração de OD, obtidos através do programa de amostragem desenvolvido, e os correspondentes valores resultantes da simulação realizada com o modelo QUAL2E para as condições inerentes ao cenário 2, que se refere à situação real de funcionamento do sistema. Este facto revela que, apesar das simplificações assumidas, a análise comparativa entre os cinco diferentes cenários considerados terá alguma fiabilidade, uma vez que é suportada por uma situação (cenário 2) que revelou uma boa aderência às condições reais.



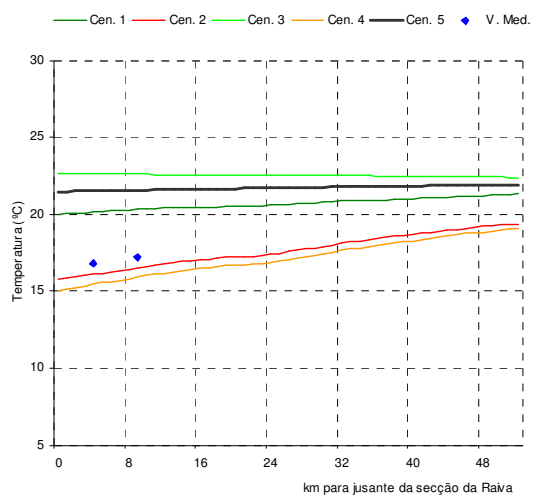


Figura 6.196 - Temp. – Junho - 1998

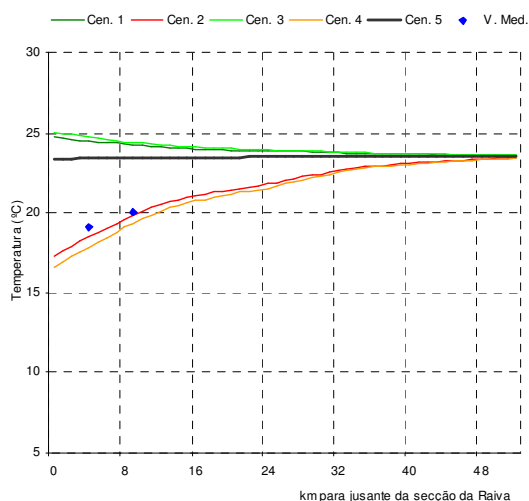


Figura 6.197 - Temp. – Julho - 1998

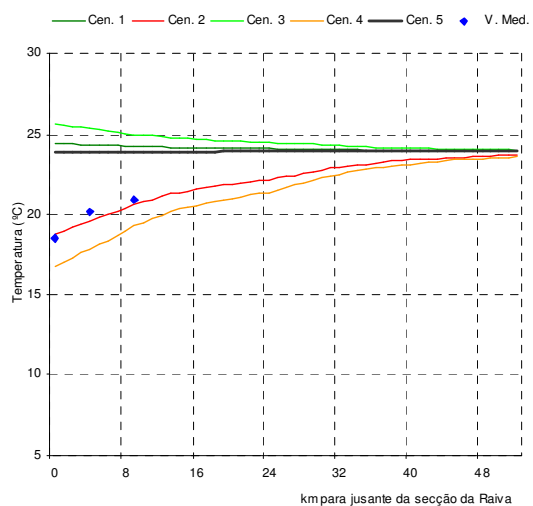


Figura 6.198 - Temp. – Agosto - 1998

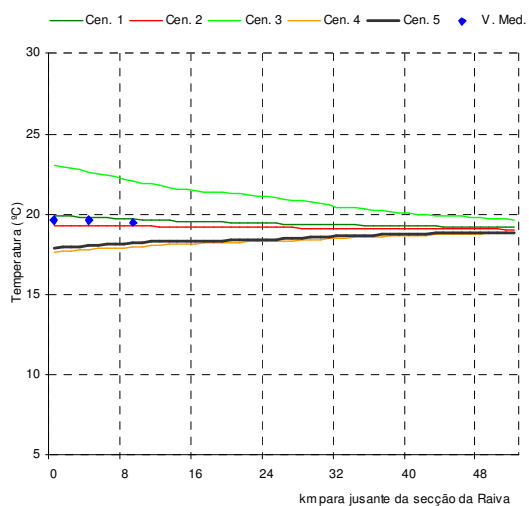


Figura 6.199 - Temp. – Set. - 1998

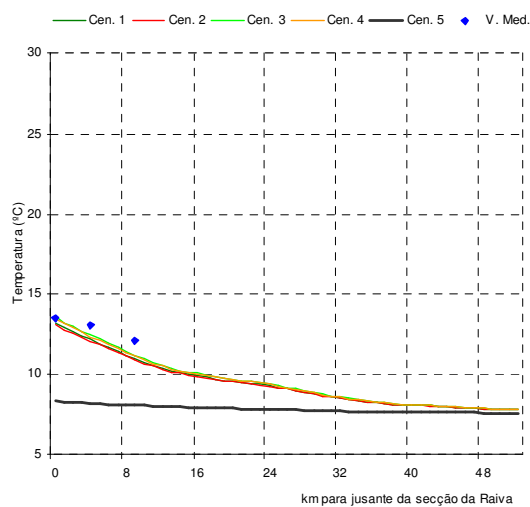


Figura 6.200 - Temp. – Dezembro - 1998

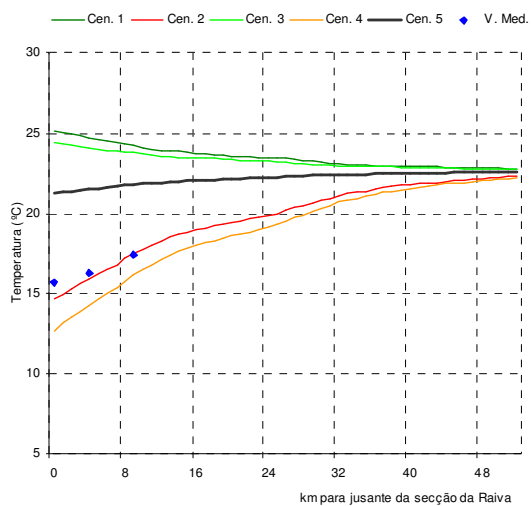


Figura 6.201 - Temp. – Junho - 1999

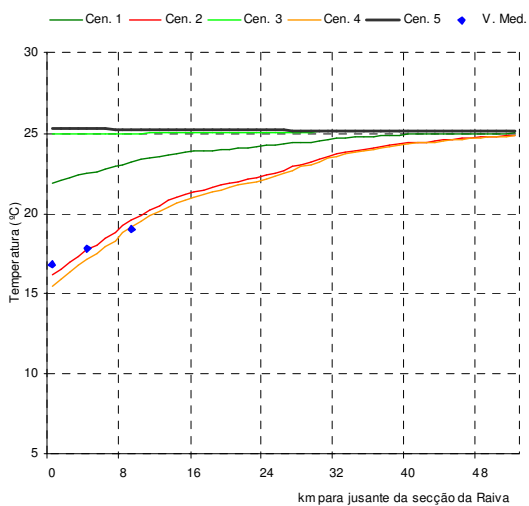


Figura 6.202 - Temp. – Julho - 1999

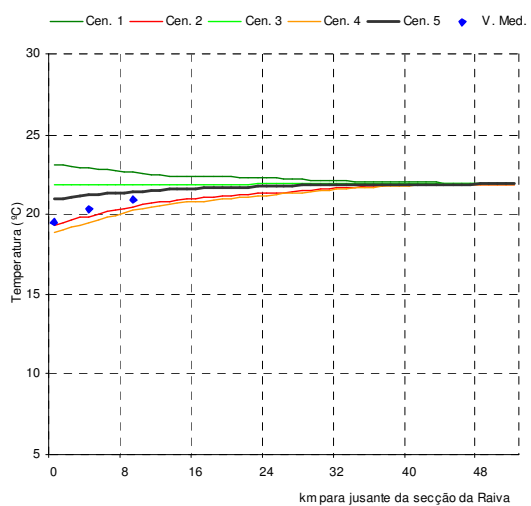


Figura 6.203 - Temp. – Agosto - 1999

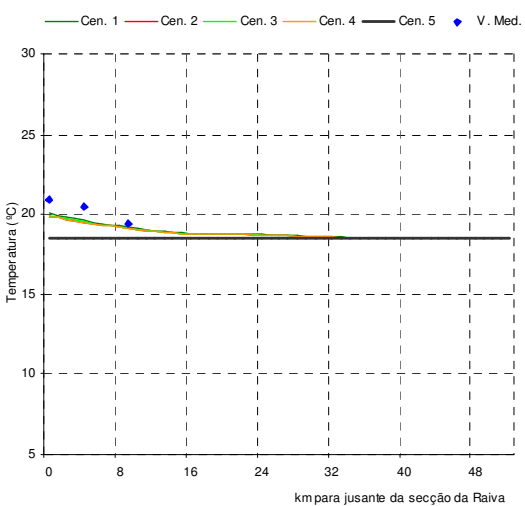


Figura 6.204 - Temp. – Set. - 1999

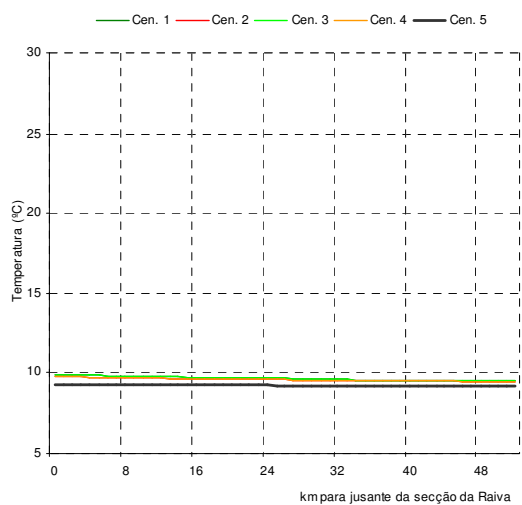


Figura 6.205 - Temp. – Dezembro - 1999

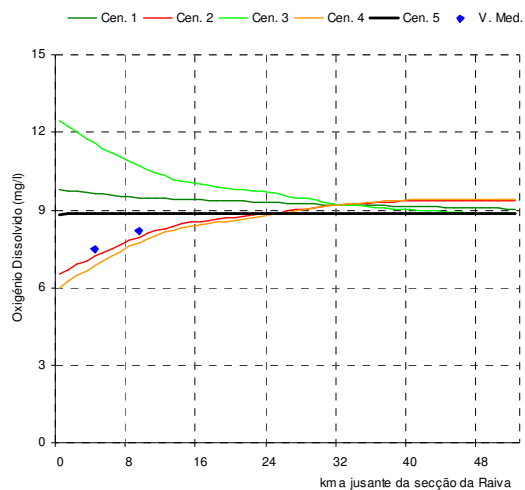


Figura 6.206 - OD – Junho - 1998

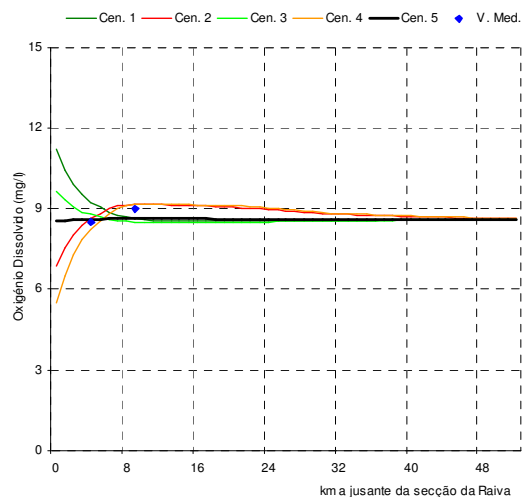


Figura 6.207 - OD – Julho - 1998

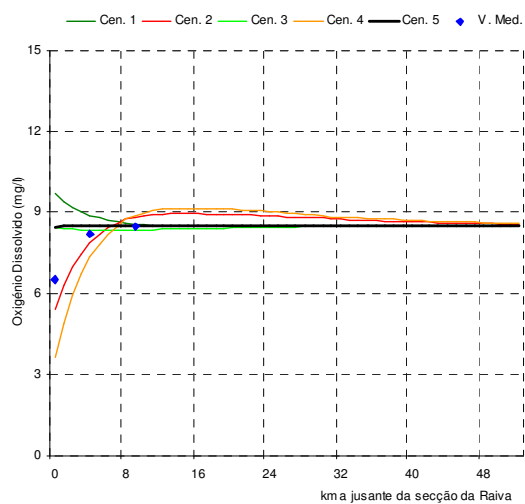


Figura 6.208 - OD – Agosto - 1998

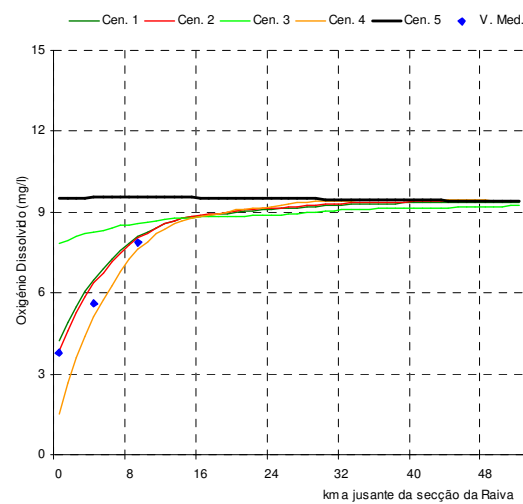


Figura 6.209 - OD – Set. - 1998

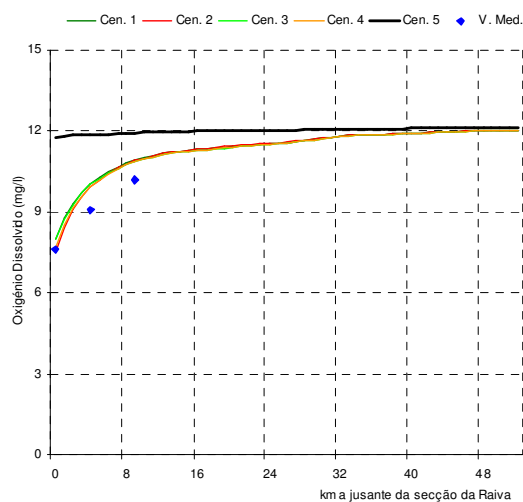


Figura 6.210 - OD – Dezembro - 1998

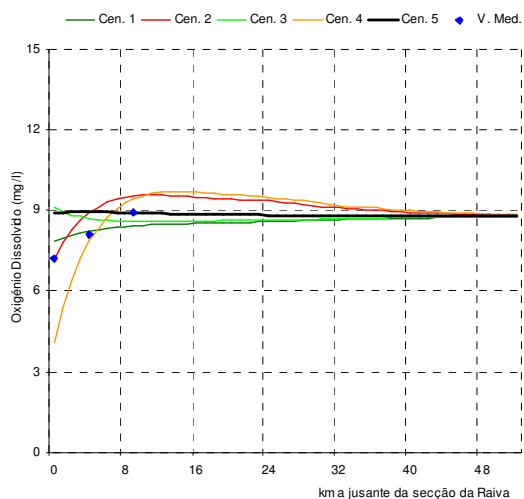


Figura 6.211 - OD – Junho - 1999

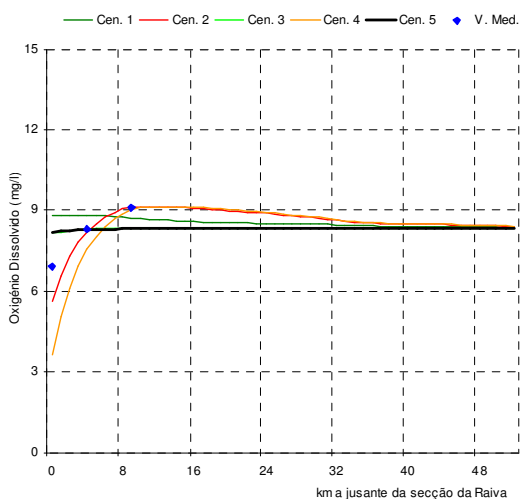


Figura 6.212 - OD – Julho - 1999

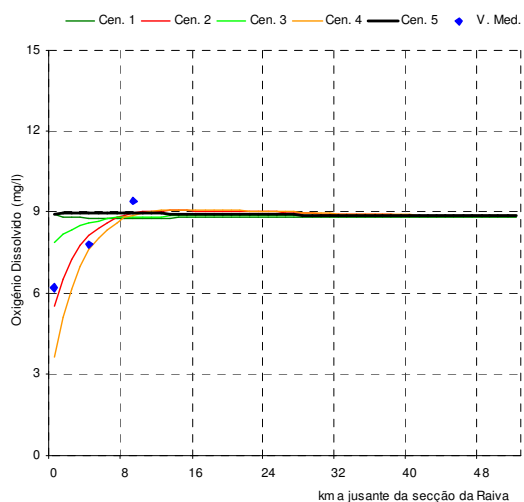


Figura 6.213 - OD – Agosto - 1999

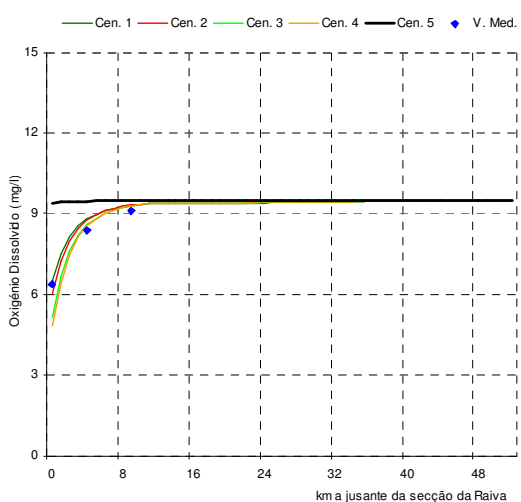


Figura 6.214 - OD – Set. - 1999

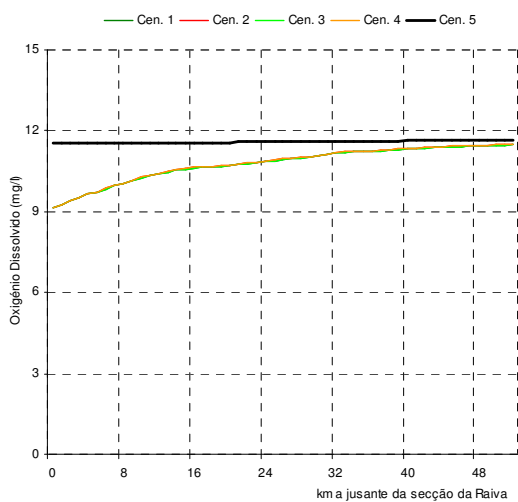


Figura 6.215 - OD – Dezembro - 1999

Continuando a desenvolver uma análise de natureza global dos resultados apresentados, importa referir que, em qualquer dos cinco meses analisados e para os dois anos simulados, a evolução dos valores da temperatura de equilíbrio e da concentração de saturação de OD (cenário 5) foi no sentido da estabilidade desses valores, praticamente não se tendo observado alterações nos mesmos ao longo dos 53 km do trecho do rio Mondego simulado.

Por outro lado, pode-se verificar que a recuperação dos valores da concentração de OD para valores próximos do teor de saturação é sempre mais rápida, do que a observada em termos da recuperação dos valores da temperatura para valores próximos dos da temperatura de equilíbrio. Esta situação já tinha sido observada em estudos anteriores, nomeadamente nos desenvolvidos para o rio Guadiana a jusante da barragem de Alqueva (COELHO e RODRIGUES, 1997).

Verificou-se também que essa recuperação, independentemente de se considerar a temperatura ou a concentração de OD, é tanto mais rápida quanto menor for o valor do caudal lançado para jusante, de acordo com o que seria de esperar. A título de exemplo, pode-se comparar os resultados inerentes aos meses de Junho (figuras 6.196 e 6.206) e de Julho (figuras 6.197 e 6.207) de 1998, em que o caudal médio mensal lançado para jusante foi de, respectivamente,  $66 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Assim, pode considerar-se que o desenvolvimento do rio necessário para que ocorra a recuperação é directamente proporcional aos valores do caudal lançado para jusante.

Realizando uma análise mais detalhada em relação a cada um dos parâmetros estudados verifica-se que, no que se refere à temperatura, para qualquer dos dois anos considerados e nos meses mais quentes (Junho, Julho e Agosto), a tendência dominante é para os valores inerentes aos cenários 1 e 3 (tomada de água superficial) apresentarem um afastamento bastante menor aos valores da temperatura de equilíbrio, comparativamente ao que se passa em termos dos resultados correspondentes aos cenários 2 e 4 (tomada de água profunda). Por outro lado, verifica-se também que o afastamento dos valores referentes ao cenário 2 (Raiva tomada de água profunda) aos valores da temperatura de equilíbrio é ligeiramente menor, do que o verificado quando se consideram os resultados inerentes ao cenário 4 (Aguieira tomada de água profunda).

Analisando os resultados obtidos para a temperatura relativamente ao mês de Setembro, observa-se que em qualquer dos anos considerados o afastamento dos correspondentes valores aos da temperatura de equilíbrio, para qualquer dos cenários simulados, são bastante inferiores aos registados nos três meses anteriores, situação que resulta do facto

da estratificação térmica nas duas albufeiras se apresentar menos evidente em Setembro, comparativamente ao observado nos meses de Junho a Agosto. Estabelecendo a comparação entre os resultados inerentes ao mês de Setembro de 1998 (Figura 6.199) e de 1999 (Figura 6.204), verifica-se que neste último não se registam diferenças sensíveis entre os valores relativos aos diferentes cenários, enquanto que em Setembro de 1998 apenas no que se refere aos cenários 1 e 2, correspondentes à albufeira da Raiva, se pode observar uma situação semelhante.

A situação descrita no parágrafo anterior resulta, no que se refere à albufeira da Aguieira (cenários 3 e 4), do facto de em Setembro de 1999 já se observar uma completa homogeneização dos valores da temperatura ao longo de toda a coluna de água (Figura 6.36, secção 6.5.3.2), função dos elevados volumes e caudais bombeados a partir do contra-embalse, ao contrário do registado em Setembro de 1998, em que estratificação térmica ainda se apresenta bastante evidente (figuras 6.22 e 6.23, secção 6.5.3.2).

No que se refere à albufeira da Raiva, os resultados do programa de monitorização indicam que em Setembro de 1998 a estratificação térmica da massa de água já é muito pouco evidente, sendo que em Setembro de 1999 já se apresenta completamente erodida, situação que explica o facto de praticamente não existir diferença de comportamento entre os cenários 1 e 2, no mês de Setembro de qualquer dos anos considerados.

A diferença de comportamento entre as duas albufeiras, associada ao facto da destratificação térmica ocorrer, nomeadamente no ano de 1998, mais cedo na Raiva comparativamente ao observado na Aguieira, pode ser justificada pelas características específicas da albufeira da Raiva, com destaque para as que em seguida se referem: volume bastante mais reduzido, menor altura média e tempo médio de residência significativamente mais baixo. Este conjunto de características específicas da albufeira da Raiva determina que, comparativamente à albufeira da Aguieira, o período de estratificação térmica seja, normalmente, mais curto.

Finalmente, no que se refere aos valores obtidos para a temperatura, em qualquer dos cenários inerentes ao mês de Dezembro e para qualquer dos anos simulados, a situação observada corresponde a uma evolução da anteriormente analisada relativamente ao mês de Setembro. Com efeito, no mês de Dezembro dos dois anos considerados verifica-se, em qualquer das duas albufeiras, uma completa homogeneização dos valores da temperatura ao longo da coluna de água, que determina que não se registem diferenças sensíveis entre os cenários 1 a 4.

Relativamente aos valores da concentração de OD, verifica-se que para qualquer dos cenários considerados, para todos os meses simulados e para os anos de 1998 e de 1999, a evolução dos correspondentes valores é sempre no sentido dos valores da concentração de saturação de OD, sendo que as diferenças se estabelecem em termos do comprimento do rio/tempo de percurso necessário para que se verifique a recuperação.

Na maioria dos casos em que se verificam diferenças entre os valores inerentes aos cenários 1 a 4, os valores da concentração de OD calculados para o início do troço simulado relativamente aos cenários 2 e 4 (tomada de água profunda), afastam-se mais dos valores da concentração de saturação de OD, sendo superior o desenvolvimento do troço de rio necessário para se estabelecer a recuperação. Esta situação é mais evidente quando se considera os resultados inerentes ao cenário 4 (Aguieira tomada de água profunda), comparativamente aos valores referentes ao cenário 2 (Raiva tomada de água profunda).

Com efeito, na maioria dos casos em que se registam diferenças sensíveis entre os cenários 2 e 4 verifica-se que os valores da concentração de OD, no início do troço simulado e correspondentes ao cenário 2, são mais elevados do que os inerentes ao cenário 4, chegando nalguns casos a serem superiores em cerca de 3 mg/L.

No que se refere ao mês de Setembro de 1999 (Figura 6.214) e ao mês de Dezembro de 1998 (Figura 6.210) e de 1999 (Figura 6.215), não se observam diferenças significativas nos valores da concentração de OD correspondentes aos cenários 1 a 4. Esta situação é resultante da homogeneização dos teores de OD ao longo da coluna de água, nos meses indicados e para qualquer uma das duas albufeiras, facto que, de acordo com o anteriormente referido (secção 6.5.4.2), está longe de se verificar em Setembro de 1998 na albufeira da Aguieira.

Nas figuras 6.216 a 6.219 são apresentados, em consonância com o atrás estabelecido, os resultados inerentes à evolução temporal dos valores da temperatura da água e da concentração de OD, registados ao longo dos dois anos de amostragem à superfície e à cota da tomada de água em cada uma das albufeiras (Aguieira e Raiva), estabelecendo-se a comparação com os valores da temperatura de equilíbrio e da concentração de saturação de OD, quer em termos absolutos quer em termos dos desvios observados relativamente a esses valores.

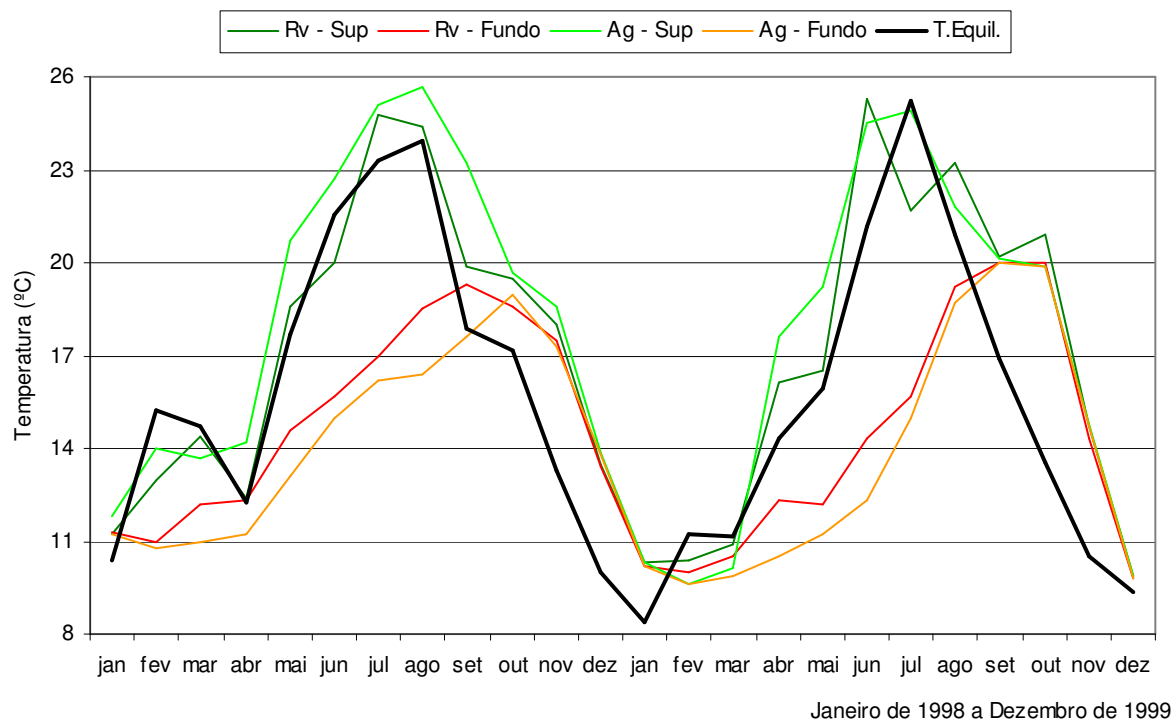


Figura 6.216 - Temperatura observada *versus* temperatura de equilíbrio

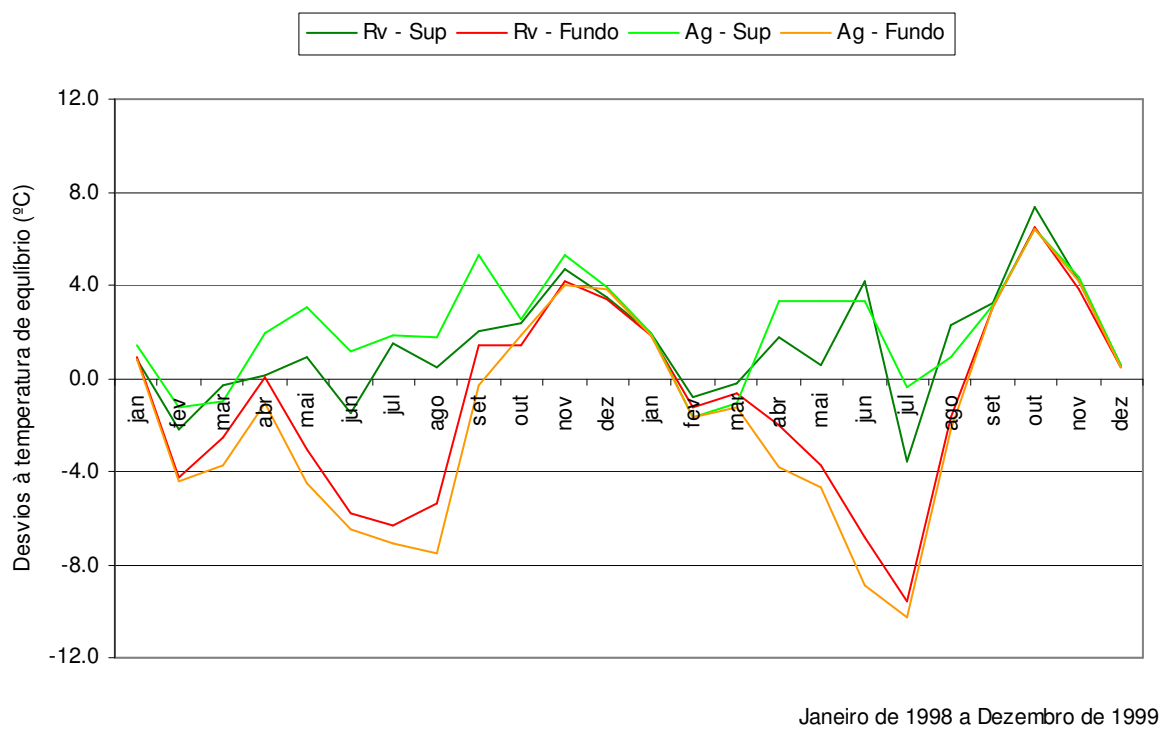


Figura 6.217 - Desvios da temperatura observada à temperatura de equilíbrio



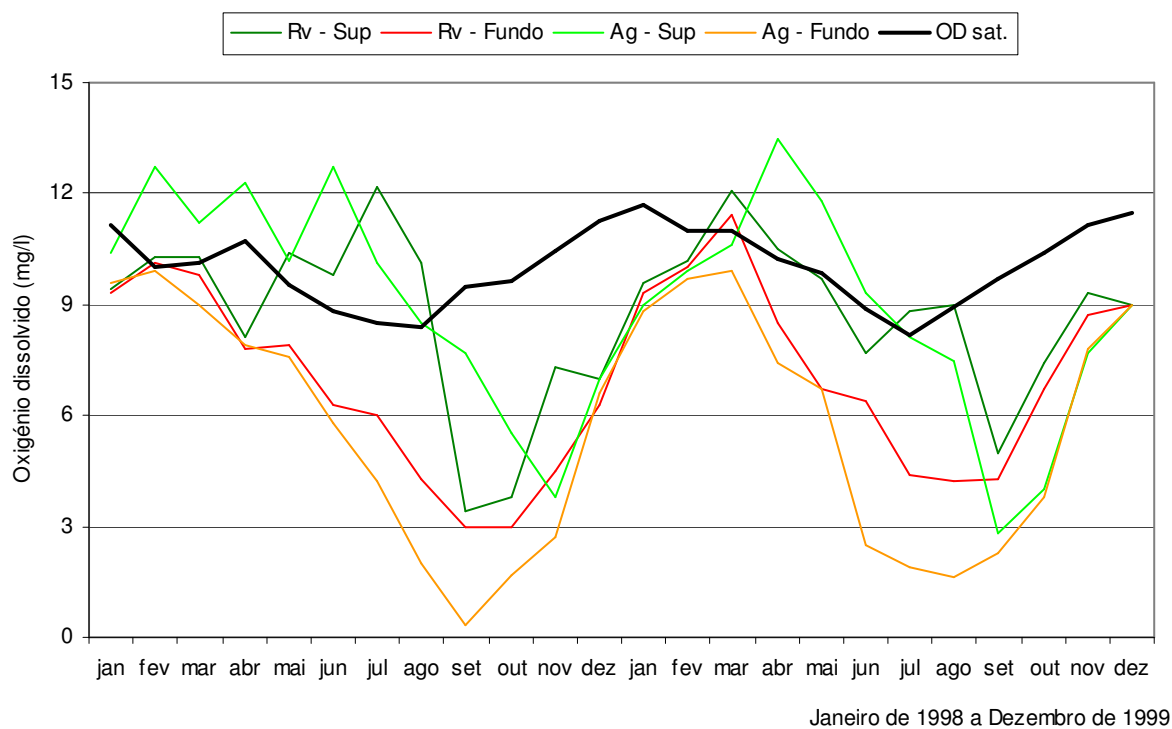


Figura 6.218 - Concentração de OD observada *versus* concentração de saturação

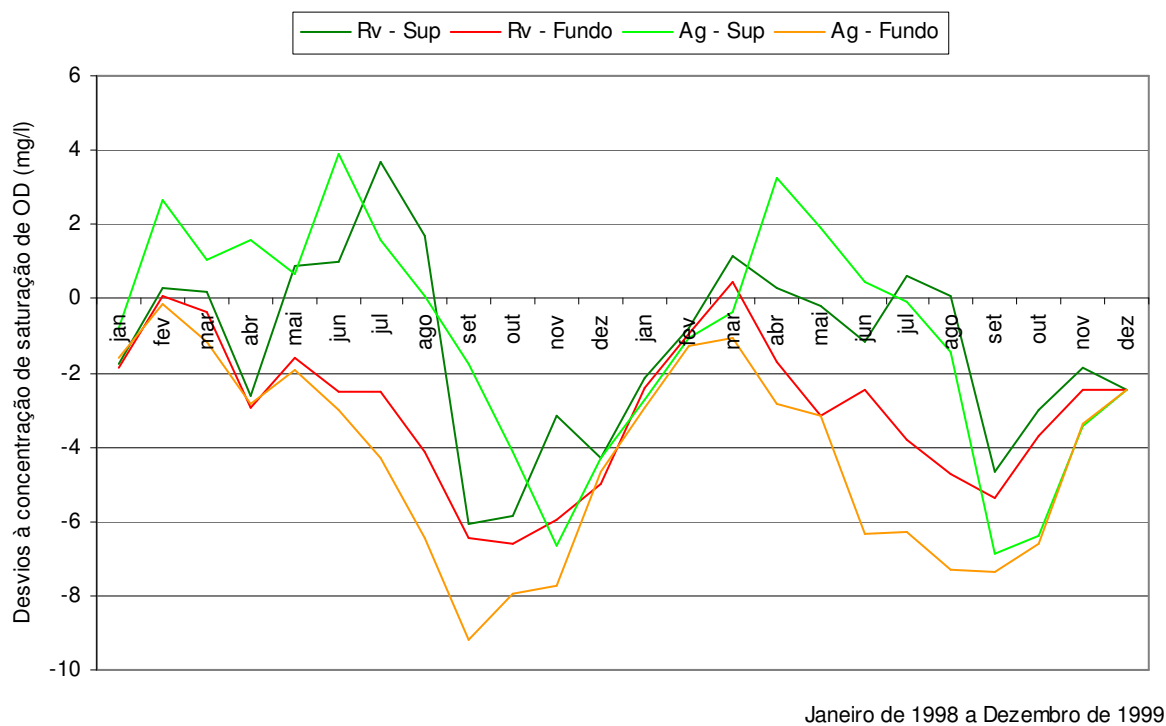


Figura 6.219 - Desvios da concentração de OD observada à concentração de saturação

Em termos globais, e no que se refere aos valores da temperatura (Figura 6.216), verifica-se que existe uma boa aproximação entre os registos de amostragem obtidos para a superfície em cada uma das albufeiras (Rv - Sup para a albufeira da Raiva e Ag - Sup para a albufeira da Aguieira) e os valores da temperatura de equilíbrio.

Nos meses mais frios do ano, observa-se uma grande aproximação entre os valores da temperatura medidos a duas diferentes profundidades e nas duas albufeiras, e entre estes e os valores inerentes à temperatura de equilíbrio, função da mistura completa que, nesse período, se faz sentir nas duas massas de água em análise.

Por outro lado, nos meses mais quentes do ano, é possível observar um afastamento significativo entre os registos obtidos para a superfície nas duas albufeiras (Rv - Sup e Ag - Sup) e os valores medidos à cota da tomada de água em qualquer dos casos (Rv - Fundo e Ag - Fundo). Esta situação decorre da estratificação térmica que, nesse período do ano, se faz sentir nas duas massas de água.

Estabelecendo a comparação entre os valores da temperatura obtidos para a cota da tomada de água nas duas albufeiras (figuras 6.216 e 6.217) observa-se que, quando existem diferenças entre os dois conjuntos de resultados, os valores inerentes à albufeira da Raiva estão mais próximos dos da temperatura de equilíbrio do que os correspondentes à albufeira da Aguieira. Este facto coloca em evidência a importância da albufeira da Raiva na minimização das diferenças entre os valores da temperatura dos caudais lançados para jusante e os correspondentes às condições de regime natural, aqui caracterizadas pelos valores da temperatura de equilíbrio, comparativamente a uma situação hipotética de não existência deste aproveitamento.

No que se refere aos valores da concentração de OD (figuras 6.218 e 6.219), verifica-se que estes seguem uma tendência de evolução, ao longo dos dois anos de amostragem, semelhante à anteriormente observada relativamente à temperatura, sendo que os quatro conjuntos de registos se encontram mais próximos entre si nos períodos mais frios do ano e apresentam um maior afastamento, entre as medições efectuadas junto à superfície e à cota da tomada de água, nos meses mais quentes. Esta situação coloca em evidência a alternância entre os períodos de mistura completa e de estratificação, que também se faz sentir em termos dos valores da concentração de OD, nas duas albufeiras analisadas, embora com maior incidência na Aguieira comparativamente ao verificado na Raiva.

Em termos globais, os valores da concentração de OD obtidos junto à superfície (Rv - Sup e Ag - Sup) encontram-se mais próximos dos valores da concentração de saturação de OD, do que os registos observados à cota da tomada de água (Rv - Fundo e Ag – Fundo).

Adicionalmente, verifica-se que os valores inerentes às medições efectuadas à cota da tomada de água, nas duas albufeiras, estão quase sempre abaixo dos valores inerentes à concentração de saturação. Por outro lado, verifica-se que os valores correspondentes às medições efectuadas junto à superfície são superiores aos valores referentes à concentração de saturação, nos períodos mais quentes do ano e nomeadamente no que se refere à albufeira da Aguieira. Considera-se que esta última situação estará associada ao desenvolvimento algal característico desse período do ano, embora não se disponha de registos que permitam corroborar essa afirmação.

Estabelecendo a comparação entre os dois conjuntos de registos correspondentes à concentração de OD obtida à cota da tomada de água nas duas albufeiras (figuras 6.218 e 6.219), verifica-se que os valores inerentes à Raiva são sistematicamente superiores aos referentes à Aguieira, apresentando nalguns casos diferenças significativas, nomeadamente no que se refere aos meses mais quentes do ano. Esta situação, à semelhança do já verificado anteriormente em relação à temperatura, contribui para colocar em evidência a importância que a albufeira da Raiva desempenha, na minimização das diferenças entre os valores da concentração de OD nos caudais lançados para jusante e os valores inerentes à saturação, comparativamente à situação hipotética de não existência desta albufeira.

As principais ilações que foi possível extrair da análise desenvolvida são em seguida sintetizadas:

- A albufeira da Raiva tem um importante efeito regularizador sobre a qualidade da água que é lançada para jusante do aproveitamento, no rio Mondego, comparativamente à situação hipotética inerente à sua não existência, processando-se nesse caso o referido lançamento directamente a partir da barragem da Aguieira. Esse efeito regularizador foi demonstrado através da comparação entre os registos da temperatura e da concentração de OD, obtidos à cota da tomada de água em cada uma das albufeiras, e do seu afastamento às condições típicas de regime natural, caracterizadas pelos valores da temperatura de equilíbrio e da concentração de saturação de OD.
- A eventual existência de tomadas de água selectiva, possibilitando a captação em camadas mais superficiais das massas de água, permitiria reduzir as alterações que o lançamento de água para jusante determina sobre as condições correspondentes

ao regime natural. Esta questão assumiria uma maior relevância caso não existisse a albufeira da Raiva, e o referido lançamento fosse efectuado directamente a partir da barragem da Aguieira.

Finalmente, importa salientar que o referido nos dois parágrafos anteriores é válido para o período do ano em que as massas de água se encontram estratificadas, nomeadamente no que se refere à albufeira da Aguieira, na medida em que nos períodos de mistura completa não se registam alterações sensíveis ao longo da coluna de água nos valores dos parâmetros analisados. Contudo, a albufeira da Raiva continua a manter, mesmo durante esses períodos de mistura completa, um certo efeito regularizador sobre a qualidade da água lançada para jusante, apesar de este ser muito menos evidente nesses períodos.

## **7 – CONCLUSÕES FINAIS E SUGESTÕES PARA PROSSEGUIMENTO DOS ESTUDOS**

### **7.1 – CONCLUSÕES FINAIS**

De acordo com o referido na Introdução (Capítulo 1), a gestão integrada de um sistema de recursos hídricos será tanto mais eficiente quanto mais exaustivo for o conhecimento desse sistema. Esse conhecimento envolve também, e cada vez com maior acuidade, as questões inerentes à qualidade das massas de água que integram o sistema. A esse nível, e apesar de ser inquestionável a necessidade de dispor de dados de monitorização que permitam aferir e classificar a qualidade das massas de água, é igualmente importante ter disponível a capacidade de proceder à modelação matemática das mesmas.

Concretamente no que diz respeito às albufeiras, e uma vez que se trata de massas de água fortemente modificadas, a referida capacidade de modelação permitirá apoiar os processos de tomada de decisão, inerentes às fases de planeamento, concepção e exploração das correspondentes barragens, com os respectivos reflexos, também, sobre a qualidade da água, quer a represada, quer a dos rios localizados a jusante. Foi nesta perspectiva que o desenvolvimento do presente trabalho de investigação pretendeu dar um contributo, não só para o conhecimento científico sobre o comportamento de sistemas albufeira-rio, face a diferentes cenários e solicitações, mas também no que se refere às capacidades dos modelos de simulação matemática da qualidade da água para descrever esse comportamento.

As conclusões que o trabalho realizado permitiu extrair foram sendo apresentadas e suportadas ao longo do Capítulo 6, à medida que a análise desenvolvida o foi permitindo. Contudo, entendeu-se que seria importante que as principais conclusões obtidas fossem apresentadas também no presente Capítulo, ainda que de forma resumida, não tanto no que se refere ao seu conteúdo, mas sobretudo no que diz respeito aos elementos que as suportam.

Assim, importa referir que as principais conclusões apresentadas não devem ser consideradas fora do contexto em que foram obtidas, o qual foi detalhadamente apresentado no Capítulo 6. Por outro lado, essas mesmas conclusões foram seleccionadas na medida em que se considera que as mesmas representam o corolário de todo o trabalho de investigação desenvolvido.

Esta última afirmação alicerça-se no seguinte:

- Relativamente ao caso de estudo seleccionado não se tem conhecimento que o mesmo tenha alguma vez sido estudado com a profundidade e detalhe adoptados no trabalho desenvolvido.
- Na revisão bibliográfica realizada (Capítulo 3), inerente ao estado actual dos conhecimentos e aplicações, não foi possível identificar qualquer trabalho ou estudo, que tenha sido orientado especificamente para os mesmos objectivos, que tenha sido desenvolvido com o mesmo grau de detalhe ou que tenha sido suportado por um programa específico de monitorização, que permita validar os resultados obtidos.
- Verificou-se, por mera casualidade, que os dois anos que foram objecto de amostragem e posteriormente submetidos a simulação (1998 e 1999), corresponderam a dois cenários completamente diferentes no que se refere ao volume de água bombeado a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Aguieira. No primeiro ano o volume de água bombeado correspondeu a 16.7% do total das aflúncias à albufeira da Aguieira, enquanto que no segundo ano o volume de água bombeado representou 75.6% do mesmo total, sendo que em média esse valor é de 25.2% (Quadro 5.6 do Capítulo 5). Esta situação configurou-se como particularmente favorável, face ao principal objectivo do trabalho desenvolvido.

Considera-se que as principais conclusões do estudo desenvolvido incluem alguns aspectos inovadores neste domínio, sendo aplicáveis a outros casos de estudo, tendo em atenção as necessárias adaptações função da especificidade de cada sistema, e contribuem para o conhecimento sobre o comportamento dos sistemas albufeira-rio, nomeadamente no que diz respeito aos aspectos inerentes à sua hidrodinâmica e correspondente qualidade da água.

Em termos globais, concluiu-se que o bombeamento de água do contra-embalse para a albufeira principal, através da utilização de grupos reversíveis instalados no aproveitamento, promove uma mais rápida destratificação térmica da referida albufeira principal e, conseqüentemente, determina uma melhoria importante da correspondente qualidade da água. Esta conclusão de natureza global decorre das conclusões mais específicas, que adiante se referem, e que foram obtidas através da análise desenvolvida relativamente ao caso de estudo seleccionado.

No entanto, e ainda antes de se apresentarem as referidas conclusões de natureza mais específica, importa salientar que se tentou, através da consideração de diferentes cenários e de diversos ensaios de simulação, definir uma função quantitativa que permitisse estabelecer a relação entre a percentagem das aflúncias à albufeira principal inerentes ao

volume de água bombeado e o correspondente grau de destratificação térmica determinado sobre essa massa de água. Contudo, não foi possível atingir esse desiderato, em resultado do grau de complexidade do sistema estudado e do elevado número de variáveis e “funções forçadoras” que influenciam o seu comportamento, com destaque para as condições meteorológicas e para as características quantitativas e qualitativas das restantes afluições à massa de água. Apesar de não ter sido possível definir essa função, concluiu-se que a magnitude dos efeitos atrás referidos, inerentes à mais rápida destratificação térmica da albufeira principal e consequente melhoria da correspondente qualidade da água em resultado das operações de bombeamento, depende de factores como o volume de água bombeado, a sua distribuição ao longo do ano e as próprias características e dimensões da albufeira; sendo inequívoco que quanto maior for o volume de água bombeado e maior a sua concentração no final do período correspondente ao Verão, mais evidentes serão os referidos efeitos.

**Descrição do comportamento da massa de água** - Os resultados obtidos através de qualquer dos dois modelos de simulação matemática da qualidade da água aplicados à albufeira da Agueira, permitiram descrever de forma satisfatória o comportamento dessa massa de água, ao longo do período de simulação considerado (dois anos), nomeadamente no que se refere à temperatura e ao oxigénio dissolvido, que correspondem aos dois parâmetros que, desde o início do estudo, se assumiram como sendo aqueles que seriam analisados com maior detalhe.

**Influência dos volumes bombeados** - Tanto os resultados das simulações efectuadas como os dados obtidos com o programa de amostragem desenvolvido, permitiram concluir que o comportamento da albufeira da Agueira foi substancialmente diferente nos dois anos submetidos a simulação. Foi também possível concluir que essa diferença de comportamento resultou, no essencial, de alterações no regime de exploração do aproveitamento, em função das diferenças entre o volume de água bombeado a partir do contra-embalse da Raiva para a albufeira da Agueira.

Em resultado dessa diferença no regime de exploração verificou-se que, no segundo ano de simulação, a destratificação da massa de água e consequente erosão da termoclina se iniciou bastante mais cedo no ano (cerca de 50 dias), comparativamente ao observado no primeiro ano simulado, estabelecendo-se também mais cedo um novo período de homogeneização da temperatura na massa de água.

**Processo de calibração e validação dos resultados** - Considerando os resultados obtidos relativamente ao comportamento dos parâmetros descritores da qualidade da água e os correspondentes ao balanço de volumes, é possível concluir que os modelos utilizados descreveram bem o comportamento da albufeira da Aguieira, em situações diferentes, função, essencialmente, do volume bombeado a partir do contra-embalse da Raiva. Assim, considera-se que a estratégia de proceder sequencialmente aos processos de calibração e validação, referenciada na secção 6.4.1 do Capítulo 6, foi bem sucedida.

**Efeitos sobre a qualidade da massa de água** - No que se refere aos efeitos sobre a qualidade da massa de água, resultantes das alterações observadas ao nível do regime de exploração do aproveitamento durante os dois anos simulados, observaram-se diferenças importantes em termos da resposta da albufeira. Com efeito, e tomando como exemplo os resultados obtidos relativamente ao oxigénio dissolvido, verificou-se que a mais precoce destratificação da massa de água determinou que os gradientes da concentração deste parâmetro fossem eliminados bastante mais cedo no ano, embora a albufeira tenha apresentado, durante um período de tempo não desprezável (cerca de 30 dias), teores de oxigénio dissolvido bastante baixos ao longo de toda a coluna de água. Apesar dessa situação, a análise desenvolvida permitiu concluir que as diferenças de operação registadas no aproveitamento da Aguieira-Raiva, inerentes ao muito maior volume de água bombeado em 1999 do contra-embalse para a albufeira principal, determinaram alterações positivas e importantes sobre a qualidade da água da albufeira da Aguieira.

**CE-QUAL-W2 *versus* WQRRS** - No que se refere à comparação das competências dos dois modelos de simulação matemática da qualidade da água aplicados à albufeira da Aguieira, concluiu-se que o modelo bidimensional (W2) apresenta vantagens importantes relativamente ao modelo unidimensional (WQ), nomeadamente em termos das capacidades que possui relativamente à discretização espacial dos resultados. Por outro lado, concluiu-se também que, em situações em que não sejam exigidas ou necessárias as maiores capacidades de discretização espacial associadas ao modelo W2, o modelo WQ poderá apresentar algumas vantagens comparativas, essencialmente em função de:

- no estudo desenvolvido não se registarem diferenças muito significativas entre os conjuntos de resultados fornecidos pelos dois modelos, quando se considera apenas a direcção vertical;
- o modelo WQ exigir para o seu funcionamento, e sobretudo para a sua calibração, um conjunto de dados menos extenso, comparativamente ao modelo W2;
- o processo de calibração do modelo WQ ser bastante menos exigente do que o inerente ao modelo W2;



- o tempo de cálculo associado aos exercícios de simulação efectuados com o modelo WQ ser bastante inferior ao exigido quando se utiliza o modelo W2.

Em síntese, concluiu-se que o modelo unidimensional é de mais simples utilização do que o modelo bidimensional, podendo por isso apresentar vantagens nalgumas aplicações, embora não possua as capacidades de resolução espacial inerentes ao modelo bidimensional, que poderão ser úteis em função das características de cada caso de estudo.

**Tomada de água selectiva** - No que se refere aos potenciais efeitos sobre a qualidade da água do rio a jusante do aproveitamento, concluiu-se que a eventual existência de uma tomada de água selectiva na albufeira da Aguieira seria importante para minimizar as alterações sobre essa qualidade. Contudo, essa importância seria bem mais relevante caso não existisse, a jusante da barragem da Aguieira, o contra-embalse da Raiva.

**Contra-Embalse da Raiva** - Verificou-se que o contra-embalse da Raiva é importante na minimização das alterações sobre a qualidade da água no rio a jusante, comparativamente ao cenário hipotético inerente à não existência da correspondente albufeira. De facto, a presença do contra-embalse da Raiva determina uma sensível atenuação das diferenças entre os valores da temperatura da água e da concentração de oxigénio dissolvido, registados na albufeira da Aguieira à cota da tomada de água, face aos valores característicos do regime natural, representados pela temperatura de equilíbrio e pela concentração de saturação de oxigénio dissolvido.

## **7.2 - SUGESTÕES PARA PROSSEGUIMENTO DOS ESTUDOS**

A simulação matemática da qualidade da água de rios e albufeiras corresponde a uma área multidisciplinar que, pelo facto de exigir a abordagem de uma grande diversidade de aspectos, determina, por si só, a abertura de um conjunto vasto de hipóteses para o desenvolvimento de futuros trabalhos de investigação.

Mesmo no que se refere à realização dos trabalhos inerentes ao presente caso de estudo, e apesar de se ter a consciência de que algo foi feito, existe a noção clara de que mais podia ter sido conseguido, nomeadamente no que diz respeito à exploração do importante conjunto de dados obtido, bem como relativamente à consideração de diferentes cenários. No que se refere a esses cenários, destacam-se aqueles que poderiam ter contemplado

situações adicionais em termos do volume de água bombeado do contra-embalse para a albufeira principal, assim como a diferente distribuição desse volume ao longo do ano.

De qualquer forma, entendeu-se que deveriam ser particularizadas e sugeridas algumas possíveis áreas de investigação nas quais, pela sua importância e actualidade, se gostaria de enquadrar o estudo realizado, possibilitando o seu desenvolvimento futuro.

No actual quadro de mudanças climáticas, seria importante considerar os elementos disponíveis através dos diversos trabalhos e estudos que têm vindo a ser desenvolvidos, face a diferentes cenários, e utilizá-los ao nível dos dados de entrada dos modelos aplicados ao sistema estudado. Dessa forma, seria possível investigar com bastante detalhe um caso concreto de estudo, nomeadamente em termos das potenciais alterações sobre o comportamento térmico da albufeira e respectivos efeitos sobre a qualidade da água da mesma. As conclusões desse estudo poderiam depois servir de base para o seu alargamento a outras massas de água, contribuindo assim, quer para aumentar o grau de conhecimento relativamente a estas questões, quer para a definição das necessárias medidas de adaptação.

De alguma forma relacionado com a linha de investigação referida no parágrafo anterior está o estudo da emissão de gases com efeito de estufa, nomeadamente dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ), a partir de massas de água, com destaque para lagos e albufeiras. Diversos estudos de investigação têm sido conduzidos sobre esta temática (*e. g.* ABRIL *et al.*, 2005; EPA, 2002; FEARNSIDE, 1997; SIKAR *et al.*, 2005), em especial para massas de água localizadas em regiões subtropicais, sendo que todos esses estudos referem a importância que a evolução da qualidade da água tem sobre os fluxos de emissão para a atmosfera dos gases com efeito de estufa. Assim, considera-se também que será possível enquadrar o estudo desenvolvido nesta área de investigação.

Tendo em consideração o Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico (PNBEPH, 2007), actualmente já em fase de implementação, verifica-se que está prevista a construção de dez novos aproveitamentos, sendo que todos eles deverão vir a ser equipados com grupos reversíveis. Esta opção permitirá potenciar a sua rentabilidade energética e possibilitar o encaixe da grande variabilidade associada à produção de energia eólica, tirando partido da flexibilidade de operação das centrais hidroeléctricas face a centrais de outro tipo, como por exemplo as térmicas. Assim, a experiência adquirida no presente caso de estudo poderá ser utilizada, quer na fase de concepção quer na fase de

exploração dos futuros aproveitamentos, abrindo novas linhas de investigação dentro desta área.

Uma outra linha de investigação que poderá ser explorada está associada à necessidade de colocar à disposição dos decisores, responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, a utilização e os resultados dos modelos de simulação matemática da qualidade da água. Nesse sentido, torna-se necessário utilizar ou criar plataformas dedicadas à gestão dos recursos hídricos, que tenham a capacidade de estabelecer a ligação entre diferentes tipos de modelos e as bases de dados com os elementos necessários ao seu funcionamento.

Para isso é igualmente necessário que essas plataformas sejam “amigáveis” para o utilizador, facilitando os processos de entrada de dados e de interpretação dos resultados, de forma a permitir que os modelos matemáticos de simulação da qualidade da água façam parte integrante de verdadeiros sistemas de suporte à decisão.

Dentro desta linha de investigação, é importante realçar os trabalhos que têm vindo a ser desenvolvidos recentemente por uma equipa de investigadores da Universidade do Minho, relativamente à criação e operacionalização de um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) para a área de intervenção do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA). O referido sistema, designado por ODeAnA (Operação Decisão e Análise para a gestão da água em Alqueva) (VIEIRA, PINHO e LIMA, 2006; VIEIRA *et al.*, 2008), incorpora plataformas inovadoras e adaptadas à gestão da água, tendo sido concebido para funcionar em ambiente “Web” e, no essencial, é composto por três sistemas principais: informação, modelação e análise. O sistema de modelação corresponde ao núcleo central do ODeAnA, apoiando-se no sistema de informação e alimentando o sistema de análise, contemplando este último a definição de cenários, os objectivos de gestão e as medidas de controlo.

Numa outra perspectiva, mas de alguma forma complementar à anteriormente referida, pretende-se, a curto prazo, desenvolver os trabalhos necessários para, explorando as capacidades do modelo CE-QUAL-W2, integrar todos os componentes do sistema de recursos hídricos estudado no mesmo modelo, contemplando quer as albufeiras da Aguieira e da Raiva, quer o troço do rio Mondego a jusante da Raiva.

Esses trabalhos não foram já desenvolvidos no âmbito do presente estudo por diferentes motivos, que em seguida se resumem: i) porque se pretendeu capitalizar a experiência existente no que diz respeito à utilização dos modelos WQRRS e QUAL2E; ii) porque se tomou também como objectivo estabelecer a comparação entre os resultados dos modelos

WQRRS e CE-QUAL-W2; iii) e, no que diz respeito à albufeira da Raiva, porque atendendo à dimensão da massa de água e à forma como a mesma foi monitorizada, durante os dois anos que depois foram submetidos a simulação, se admitiu que o conhecimento do seu comportamento era suficientemente detalhado, pelo que se optou por não se proceder à correspondente simulação.

Finalmente, importa referir que a realização do presente trabalho de investigação, pelo menos nos moldes em que foi desenvolvido, só foi possível porque se investiu num programa de monitorização específico, que permitiu recolher um importante conjunto de dados de amostragem. Esses dados revelaram-se fundamentais, quer para o conhecimento do sistema estudado, quer para a calibração e validação dos modelos utilizados.

Apesar do importante esforço, desenvolvido por diferentes instituições, para monitorizar e caracterizar a qualidade das massas de água, raramente se dispõe de um conjunto de dados tão detalhado como aquele que foi possível reunir no âmbito do presente trabalho, pelo menos no que diz respeito a parâmetros como a temperatura e o oxigénio dissolvido, nem é expectável que assim seja.

Contudo, entende-se que seria interessante considerar a possibilidade de, pelo menos no que se refere a alguns parâmetros descritores da qualidade da água e para certas albufeiras, realizar amostragens através de sondas multi-paramétricas, que permitissem obter dados mais detalhados, quer em termos do número de locais de amostragem considerados quer no que se refere ao grau de resolução vertical dos resultados, comparativamente aos que normalmente estão disponíveis.

## BIBLIOGRAFIA

- Abril, G.; Guerin, F.; Richard, S.; Delmas, R. (2005) – CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> Emissions and Carbon Imbalance in a Ten Years Old Tropical Reservoir (Petit-Saut, French Guiana). 37th International Liège Colloquium on Ocean Dynamics, Gas Transfer at Water Surfaces, Liège, Belgium.
- Annear, R. L.; Berger, C. J.; Wells, S. A.; Cole, T. (2001) – Upper Spokane River Model: Boundary Conditions and Model Setup. Portland State University, Technical Report EWR-4-01, Prepared for the Department of Ecology, Olympia, Georgia, USA.
- Annear, R. L.; Wells, S. (2002) – The Bull Run River-Reservoir System Model. Proceedings of the Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas, USA.
- APHA – American Public Health Association (1985) – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th edition, USA.
- Baca, R. G.; Arnett, R. C. (1976) – A Finite Element Water Quality Model for Eutrophic Lakes. Proceedings of International Conference in Finite Elements in Water Resources, Princeton University, New Jersey, USA.
- Bales, J. D.; Giorgino, M. J. (1998) – Dynamic Modeling of Water-Supply Reservoir Physical and Chemical Processes. Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Conference, Subcommittee on Hydrology of the Interagency Advisory Committee on Water Data, pp.2-61 to 2-67, Las Vegas, USA.
- Bales, J. D.; Robins, J. C. (1999) – A Dynamic Water-Quality Framework for the Neuse Estuary – North Carolina. United States Geological Survey, Water Resources Investigations, Report 99-4017, NC, USA.
- Berger, C.; Annear, R.; Wells, S. (2002) – Willamette River and Columbia River Waste Load Allocation Model. Proceedings of the Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas, USA.
- Bohan, J. P.; Grace, J. L. (1973) – Selective Withdrawal from Man-made Lakes – Hydraulic Laboratory Investigation. Technical Report H-73-4, U. S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, USA.

- Braunschweig, F.; Neves, R.; Leitão, P.; Fernandes, P. (2004) – Modelação Integrada de Sistemas Hídricos. 7º Congresso da Água, APRH, Lisboa, Portugal.
- Brown, L. C.; Barnwell, T. O. (1987) – The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. Department of Civil Engineering, Tufts University and Environmental Research Laboratory, USEPA, Cooperative Agreement N.º 811883, Athens, Georgia, USA.
- Câmara, A. S., et al. (1987a) – A New Method for Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 1 – Theory. *Water Resources Research*, 23, 11, 2015.
- Câmara, A. S., et al. (1987b) – A New Method for Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 2 – Applications. *Water Resources Research*, 23, 11, 2019.
- Câmara, A. S., et al. (1991) – Pictorial Simulation Applied to Water Quality Modeling. *Water Science and Technology*, IAWQ, Vol. 24, N.º 6, pp. 275-281.
- Chen, C. W.; Orlob, G. T. (1968) – A Proposed Ecologic Model for a Eutrophic Environment. Report to Federal Water Quality Agency, Southwest Region by Water Resources Engineers, Inc., USA,
- Chen, C. W.; Orlob, G. T. (1972) – Ecologic Simulation for Aquatic Environments. Final Report, Water Resources Engineers, Inc., Walnut Creek, California, USA.
- Chen, C. W.; Orlob, G. T. (1975) – Ecologic Simulation of Aquatic Environments. *Systems Analysis and Simulation in Ecology* vol. 3, ed. B. C. Patten, New York Academic Press, pp. 423-474, USA.
- Chen, C. W.; Smith, D. J. (1979) – Preliminary Insights into a Three-Dimensional Ecological-Hydrodynamic Model. *Perspectives on Lake Ecosystem Modeling*, eds. D. Scavia and A. Robertson (Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science), pp. 249-279, USA.
- Cheng, R. T. et al (1976) – Numerical Models of Wind Driven Circulation in Lakes. *Applied Mathematical Modeling*, Vol. 1, pp. 141-159, USA.

- Codell, R. B. (1973) – Digital Computer Simulation of Thermal Effluent Dispersion in Rivers, Lakes and Estuaries. Army Missile Research, Development and Engineering Laboratory, Redstone Arsenal, Alabama, Technical Report RS-74-16, USA.
- Coelho, P. S. (1993) – Modelação da Qualidade da Água – Aplicação ao Rio Vouga. Dissertação de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.
- Coelho, P. S.; Rodrigues, A. C. (1997) - Simulação da Qualidade da Água em Sistemas Albufeira-Rio. Revista Recursos Hídricos, Vol. 18, N.º 2, pp. 19-24, APRH, Lisboa, Portugal.
- Coelho, P. S.; Rodrigues, A. C.; Diogo, P. A. (1999) - Modelação da Qualidade da Água no Empreendimento de Fins Múltiplos da Aguieira-Raiva. Recursos Hídricos, Vol.20, N.º 1, pp. 83-91, APRH, Lisboa, Portugal.
- Coelho, P.S.; Diogo, P.A.; Almeida, M.T.; Mateus, N.S.; Quadrado, F. (2005) - Simulação Matemática da Qualidade da Água na Gestão de Bacias Hidrográficas – Albufeira de Castelo de Bode – Implementação do Modelo CE-QUAL-W2, 7.º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Évora, Portugal.
- Coelho, P.S.; Diogo, P.A.; Almeida, M.T.; Mateus, N.S.; Rodrigues, A C.; Quadrado, F. (2006a) - Influência dos Fogos Florestais na Qualidade da Água da Albufeira de Castelo do Bode, 8.º Congresso da Água, Figueira da Foz, Portugal.
- Coelho, P.S.; Diogo, P.A.; Almeida, M.T.; Mateus, N.S.; Rodrigues, A C.; Quadrado, F. (2006b) - Modelação Matemática de Compostos Orgânicos Voláteis e Semi-Voláteis na Albufeira de Castelo do Bode, 8.º Congresso da Água, Figueira da Foz, Portugal.
- Cole T. M. and Buchak E. M. (1995) - CE-QUAL-W2: A Two Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0. User manual. Instruction Report EL-95-1, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, USA.

- Cole, T. M.; Wells, S. A. (2002) – CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.1. Instruction Report EL-2002-1, US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, USA.
- Cook, C., et al. (2003) – Numerically Simulating the Hydrodynamic and Water Quality Environment for Migrating Salmon in the Lower Snake River. Bonneville Power Administration Report DOE/BP-00000652-12, Project N.º 2002-02700, Portland, Oregon, USA.
- Cooke, G. D.; Welch, E.; Peterson, S.; Newroth, P. (1993) – Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Cornell University (1996) – Cornell Lake Source Cooling Environmental Impact Statement: Thermal Characteristics. Ithaca, New York, USA.
- Cox, J. D.; Padley, M. B.; Hannon, J. (1997) – Use of Computational Fluid Dynamics to Model Reservoir Mixing and Destratification. Conference Proceedings, Reservoir Management and Water Supply - an Integrated System, IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Praga, República Checa.
- Cunha, L. V. (2003a) – Novos Rumos para a Gestão da Água. 6º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Cidade da Praia, Cabo Verde.
- Cunha, L. V. (2003b) – Meio Século de Percepções sobre a Água na Política Internacional. In Seromenho-Marques, V. – O Desafio da Água no Século XXI: Entre o Conflito e a Cooperação. Instituto Português de Relações Internacionais e Segurança, Lisboa, Portugal.
- Cushman-Roisin, B. (1994) – Introduction to Geophysical Fluid Dynamics. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.
- Cutler, A.; George, R. (2000) – Reservoir Water Quality Modeling and Enhancement. Upper Colorado River Region, Second Annual Reservoir Ecology Workshop, Flagstaff, Arizona, USA.



- Debler, W. E. (1959) – Stratified Flow into a Line Sink. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Engineering Mechanics Division 85(EM3), pp. 51-65, USA.
- DGRAH (1986) – Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos. Monografias Hidrológicas dos Principais Cursos de Água de Portugal Continental. Lisboa, Portugal.
- Diogo, P. A., Rodrigues, A. C. (1997a) - Two Dimensional Reservoir Water Quality Modelling Using CE-QUAL-W2. Conference Proceedings, Reservoir Management and Water Supply - an Integrated System, IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Praga, República Checa.
- Diogo, P. A.; Rodrigues, A. C. (1997b) - Aplicação do Modelo CE-QUAL-W2 na Simulação da Qualidade da Água da Futura Albufeira de Alqueva. Simpósio sobre Aproveitamentos Hidroeléctricos, APRH, Lisboa.
- Diogo, P. A.; Rodrigues, A. C.; Coelho, P. S. (2000) - CE-QUAL-W2 Application On Thermal Discharge Under Tidal Effect. Conference Proceedings, Hydrossoft 2000, Wessex Institute of Technology, Estoril, Portugal.
- Diogo, P. A.; Rodrigues, A. C.; Coelho, P. S. (2001) - Simulação de Descargas Térmicas com o CE-QUAL-W2: Dois Casos de Estudo. 5.º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Aracaju, Brasil.
- Diogo, P. A.; Coelho, P. S.; Almeida, M.; Serrazina, N.; Rodrigues, A. C. (2003) - Simulação da Qualidade da Água Durante o Enchimento da Albufeira de Alqueva. 6.º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Cidade da Praia, Cabo Verde.
- Diogo, P.A.; Coelho, P.S.; Almeida, M.T.; Mateus, N.S. (2005) - O Modelo CE QUAL-W2 como Ferramenta de Gestão da Bacia Hidrográfica de Alqueva, 7.º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Évora, Portugal.
- DiToro, D. M., et al. (1975) – Phytoplankton-Zooplankton-Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie. Chapter 11, Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol, III, B. C. Patten, Ed., Academic Press, USA.

- Dobbins, W. E. (1964) – BOD and Oxygen Relationships in Streams. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Sanitary Engineering Division 90(SA3): 53-78, USA.
- Dussart, B. (1966) – Limnologie: L'étude des Eaux Continentales. Gauthier-Villars, Paris, France.
- Edinger, J. E.; Geyer, J. C. (1965) – Heat Exchange in the Environment. Department of Sanitary Engineering and Water Resources, Research Project n.º 49, The John Hopkins University, Baltimore, Maryland, USA.
- Edinger, J. E.; Brady, D. K.; Geyer, J. C. (1974) – Heat Exchange and Transport in the Environment. Report N.º 14, EPRI Publication N.º 74-049-00-34, prepared for Electric Power Research Institute, Cooling Water Discharge Research Project, Palo Alto, CA, USA.
- Edinger, J. E.; Buchak, E. M. (1975) – A Hydrodynamic, Two-Dimensional Reservoir Model – The Computational Basis. Report to United States Army Corps of Engineers, Ohio River Division, J. E. Edinger & Associates, Inc., USA.
- Environmental Protection Agency, EPA (1985) – Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. EPA/600/3-85/040, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA.
- Environmental Protection Agency, EPA (2002) - Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 – 2000. EPA 430-R-02-003, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Faria, J. R.; Godinho, S. F.; Machado, M. S. (1978) – Contribuição para o Estudo Hidroclimatológico da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Revista do Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, vol. 1, pp. 74-223, Lisboa, Portugal.
- Fearnside, P. M. (1997) - Greenhouse-Gas Emissions from Amazonian Hydroelectric Reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as Compared to Fossil Fuel Alternatives. Environmental Conservation 24 (1): 64–75, Foundation for Environmental Conservation.

- Filipe, R. M. (1999) – Modelação Matemática do Processo de Eutrofização em Lagoas. Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal.
- Flowers, J. D.; Hauck, L. M.; Kiesling, R. L. (2001) – Water Quality Modeling of Lake Waco Using CE-QUAL-W2 for Assessment of Phosphorus Control Strategies. USDA: Lake Waco-Bosque River Initiative, Texas Institute for Applied Environmental Research, Report N.º TR0114, Tarleton State University, Texas, USA.
- Frankel, R. J.; Hansen, W. W. (1968) – Biological and Physical Responses in a Freshwater Dissolved Oxygen Model. *Advances in Water Quality Improvement*, ed. E. F. Gloyna and W. W. Eckenfelder, University of Texas Press, pp. 126-140, Austin, USA.
- Fraser, J. C. (1972) – Regulated Discharge and the Stream Environment. in *River Ecology and Man*, R. T. Oglesby, C. A. Carlson and J. A. McCann eds., Academic Press, New York, USA.
- Gallagher, R. H. (1975) – Finite Element Lake Circulation and Thermal Analysis. Chapter 6, *Finite Elements in Fluids*, J. Wiley, New York, pp. 116-131, USA.
- Gil, M. L.; Fernandes, J. N. (1997) – Classificação Trófica das Albufeiras Exploradas pela EDP. *Revista Recursos Hídricos*, Vol. 18, n.º 2, pp. 43-51, APRH, Lisboa, Portugal.
- Gil, M. L. (1990) – Eutrofização de Albufeiras. Vilar – Uma Experiência para a Inversão do Fenómeno. *Seminário sobre Planeamento e Gestão Integrada dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Douro*, Vila Real, Portugal.
- Goldman, C. R.; Horne, A. J. (1983) – *Limnology*. McGraw-Hill, USA.
- GWP (2000) – *Towards Water Security: A Framework for Action*. Global Water Partnership, Stockholm, Sweden.
- Hall, R. W. (1987) – Application of CE-QUAL-W2 to the Savannah River Estuary. Technical Report EL-87-4, US Army Corp of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, USA.

- Haggard, B. E.; Green, W. R. (2002) – Simulation of Hydrodynamics, Temperature and Dissolved Oxygen in Beaver Lake. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 02-4116, Prepared in Cooperation with the Arkansas Game and Fish Commission, the Arkansas Soil and Water Conservation Commission, and the Beaver Water District, Little Rock, Arkansas, USA.
- Hansen, W. (1962) – Hydrodynamical Methods Applied to Oceanographic Problems. Proceedings of Symposium in Mathematical Hydrodynamic Methods and Physical Oceanographic, Hamburgo, Alemanha.
- Harleman, D. R. F.; Hurley, K. F. (1976) – Simulation of the Vertical Thermal Structure of Lakes under Transient Meteorological Conditions. Dynamics of Stratification and of Stratified Flows in Large Lakes: Proceedings of Workshop of the Committee on Lake Dynamics, pp.79-96, Windsor, Ontario, Canada.
- Harrison, J. R. et al. (2001) – Water Quality Modeling of the Brownlee Reservoir. A Report to Idaho Power Company, Boise, Idaho, USA.
- HEC (1974) – Water Quality for River-Reservoir Systems. Computer Program Description, Hydrologic Engineering Center, United States Army Corps of Engineers, Davis California, USA.
- HEC (1978) – Water Quality for River-Reservoir Systems. Computer Program Description, Hydrologic Engineering Center, United States Army Corps of Engineers, Davis California, USA.
- Henriques, A. G. (1991) - Impacte Ambiental de Aproveitamentos Hidroelétricos. 1º Seminário Anual sobre AIA, CEPGA, Albufeira, Portugal.
- Huber, W. C.; Harleman, D. R. F.; Ryan, P. J. (1972) – Temperature Predictions in Stratified Reservoirs. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Hydraulics Division, Paper 8839, pp. 645-666, USA.
- Hutchinson, G. E. (1957) – A Treatise on Limnology. John Wiley & Sons, New York, USA.
- ICOLD (1984) – World Register of Dams. International Commission on Large Dams, Paris, France.

- Imboden, D. M. (1974) – Phosphorus Model for Lake Eutrophication. *Limnology and Oceanography*, N.º 19, pp.297-304.
- Imberger, J. et al. (1978) – Dynamics of a Reservoir of Medium Size. *Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Hydraulics Division*, 104(5), pp.725-743.
- Imberger, J. et al. (1981) – Reservoir Dynamics Modelling. *Prediction in Water Quality*, E. O'Loughlin and P.Cullen eds., Australian Academy of Sciences, Canberra, Australia, pp. 223-248.
- Imteaz, M. A.; Asaeda, T. (2000) – Artificial Mixing of Lake Water by Bubble Plume and Effects of Bubbling Operations on Algal Bloom. *Water Resources*, Volume 34, N.º 6, pp.1919-1929.
- Instituto da Água (INAG) (2000) – Estudos de Simulação Matemática da Qualidade da Água das Albufeiras do Castelo de Bode, Odeleite, Beliche, Roxo e Alvito – Aplicação do Modelo WQRRS. Relatório preparado para o INAG, no âmbito do Plano Nacional da Água, Instituto da Água, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Instituto da Água (INAG) (2001) – Modelação da Qualidade da Água – Aplicação do Modelo QUAL2E a Bacias Hidrográficas em Território Português. Trabalho realizado no âmbito do Plano Nacional da Água, Instituto da Água, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Instituto da Água (INAG) (2004) – “Plano de Ordenamento da Albufeira de Castelo de Bode. Estudos Complementares. Aplicação do modelo CE-QUAL-W2”, Protocolo entre o Instituto da Água e o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Instituto da Água (INAG) (2006) – “Modelação Matemática da Qualidade da Água no Âmbito do Plano de Ordenamento da Albufeira da Aguieira e Avaliação e Simulação da Concentração de Compostos Orgânicos Voláteis e Semi-Voláteis na Albufeira de Castelo do Bode”, Protocolo entre o Instituto da Água e o Departamento de Ciências e

Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Jørgensen, S. E. (1976) – A Eutrophication Model for a Lake. Ecological Modelling, Volume 2, N.º 2, pp. 147-165, USA.

Jørgensen, S. E. (1980) – Lake Management. Water Development, Supply and Management, Volume 14, Pergamon Press, Oxford, England.

Jørgensen, S. E. (1994) – Fundamentals of Ecological Modeling. Developments in Environmental Modelling, 19, Elsevier, Amsterdam.

Kao, T. W. (1965) – The Phenomenon of Blocking in Stratified Flow. Journal of Geophysical Research 70(4), pp. 815-822, USA.

King, I. P. (1973) – A River Basin Ecological Model. A Report to the Hydrological Engineering Center, US Corps of Engineers.

King, I. P. et al (1975) – A Finite Element Solution for Two-Dimensional Stratified Problems. Finite Elements in Fluids, John Wiley, Chapter 7, pp. 133-156, USA.

Lam, D. C. L.; Simons, T. J. (1976) – Numerical Computations of Advective and Diffusive Transports of Chloride in Lake Erie during 1970. Journal of Fisheries Research Board of Canada, Vol. 33, pp. 537-549, Canada.

Lauters, F. (1992) – Impacts sur L'Ecosysteme Rivière de la Gestion par Ecluses des Ouvrages Hydroélectriques. Etude Bibliographique, EDF, Direction des Etudes et Recherches, France.

Leendertse, J. (1967) – Aspects of a Computational Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas. R. M. 5294-PR, The Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.

Lencastre, A.; Franco F. M. (2003) – Lições de Hidrologia (3.ª edição). Fundação Armando Lencastre, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.

- Liggett, J. A. (1969) – Unsteady Circulation in Shallow Lakes. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Hydraulics Division 95(HY4), Paper 6686, pp. 1273-1288, USA.
- Loucks, D. P.; Stedinger, J. R.; Haith, D. A. (1981) – Water Resources Systems Planning and Analysis. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- MAOT (2001) – Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território. Direcção Regional de Ambiente e Ordenamento do Território do Centro. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Mondego. Portugal.
- Marjanovic, N. (1985) – Effects of Density Stratification in Deep Reservoirs on Downstream Water Quality. Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, University of California, Davis, USA.
- Markofsky, J.; Harleman, D. R. F. (1973) – Prediction of Water Quality in Stratified Reservoirs. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Hydraulics Division 99(HY5), Paper 9730, pp. 729-745, USA.
- Marotz, B. (2001) – Flathead River Instream Flow Project. Bonneville Power Administration, Fish and Wildlife Program, Project N.º 9502500, Kalispell, Montana, USA.
- Martin, J. L. (1988) – Application of Two-Dimensional Water Quality Model. Journal of Environmental Engineering, Vol. 114, N.º 2, Paper N.º 22319, ASCE, USA.
- Masch, F. D., et al. (1969) – A Numerical Model for the Simulation of Tidal Hydrodynamics in Shallow Irregular Estuaries. Technical Report HYD 12-6901, Hydraulic Engineering Laboratory, University of Texas, Austin, USA.
- Masch, F. D., et al. (1970) – QUAL I, Simulation of Water Quality in Streams and Canals, Program Documentation and User's Manual, Report to Texas Water Development Board, Austin, USA.
- MOHID (2000) – MOHID Description. MARETEC, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.

- Mortimer, C. H. (1981) – The Oxygen Content of Air Saturated Fresh Water over Ranges of Temperature and Atmospheric Pressure of Limnological Interest. *International Vereinigung Theoretische and Angewandte Limnologie*, Vol 22, pp. 2-23.
- National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) (1982) – A Review of the Mathematical Water Quality Model QUAL II and Guidance for its Use. NCASI, Technical Bulletin N° 391, New York, USA.
- Nicholls, K.; Dillon, P. J. (1978) - An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 63: 141-154.
- Norton, W. R.; Roesner, L. A.; Orlob, G. T. (1968a) – Mathematical Models for the Prediction of Thermal Energy Changes in Impoundments. EPA Water Pollution Control Research Series 16130, WRE, Inc., USA.
- Norton, W. R. (1968b) – Applications of Mathematical Models for Prediction of the Thermal and Quality Behaviour of Lake Washington. Report to Washington Pollution Control Committee, by Water Resources Engineers, Inc., Walnut Creek, California, USA.
- Norton, W. R. (1972) – An Assessment of Water Quality in the Lower American River: Past, Present and Future. A Report for the County of Sacramento, Department of Public Works, Sacramento, California, USA.
- Norton, W. R., et al (1973) – A Finite Element Model for Lower Granite Reservoir. Report to Walla Walla District Corps of Engineers, by Water Resources Engineers, Inc., California, USA.
- O'Connor, D. J.; Thomann, R. V.; Di Toro, D. M. (1976) – Ecologic Models. Systems Approach to Water Management, Chapter 8, ed. A. K. Biswas, McGraw-Hill, New York, USA.
- Orlob, G. T.; Selna, L. G. (1968) – Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs. Report for California Department of Fish and Game, WRE, Inc., USA.
- Orlob, G. T. (Ed.) (1983) – Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs. Wiley-Interscience Publication, International Institute for Applied Systems Analysis, John Wiley & Sons.



- Orlob, G. T. (1998) – Comunicação pessoal em visita efectuada ao Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Park, R. A.; Scavia, D.; Clesceri, N. L. (1974) – CLEANER, The Lake George Model. US International Biological Program, Eastern Deciduous Forest Biome Contribution, N.º184, 13 pp.
- Patterson, D. J., et al. (1975) – Water Pollution Investigations: Lower Green Bay and Lower Fox River. Report to Environmental Protection Agency, Contract N.º 68-01-1572, USA.
- Paul, L.; Schröter, K.; Labahn, J. (1997) – Phosphorus Elimination by Longitudinal Subdivision of Reservoirs and Lakes. Conference Proceedings, Reservoir Management and Water Supply - an Integrated System, IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Praga, República Checa.
- Peet, J. (1992) - Energy and the Ecological Economics of Sustainability. Island Press, Washington, D.C, USA.
- Petts, G. E. (1984) – Impounded Rivers – Perspectives for Ecological Management. John Wiley & Sons.
- Platzman, G. W. (1963) – The Dynamic Prediction of Wind Tides on Lake Erie. Meteorological Monograph N.º 26, USA.
- Priyantha, D. G.; Asaeda, T.; Saitoh, S.; Gotoh, K. (1997) – Modelling Effects of Curtain Method on Algal Blooming in Reservoirs. Ecological Modelling 98, pp. 89-104.
- PNBEPH (2007) - Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico. Instituto da Água (INAG), Direcção Geral de Energia e Geologia (DGEG), Redes Energéticas Nacionais (REN).
- Pütz, K. (1998) – The Importance of Pre-Reservoirs for the Control of Eutrophication of Reservoirs. Water Science Technology, Vol. 37, N.º 2, pp. 317-324.
- RCM (2002) – Resolução do Conselho de Ministros 92/2002 que aprova o Plano de Ordenamento da Albufeira da Caniçada. Diário da República, 1ª Série B, de 7 de Maio.

- RCM (2003) – Resolução do Conselho de Ministros 69/2003 que aprova o Plano de Ordenamento da Albufeira de Castelo de Bode. Diário da República, 1ª Série B, de 10 de Maio.
- Reid, R. O.; Bodine, B. R. (1968) – Numerical Model for Storm Surges in Galveston Bay. Journal of Waterways, Harbours Division, ASCE, Vol. 94, WW1, pp. 33-57, USA.
- Rodrigues, D. A. (1982) – Numerical Modelling of the Tagus Estuary for Currents and Water Quality. Scientific Workshop on Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary, DGQA, Lisboa, Portugal.
- Rodrigues, A. C. (1987) – Modelos Numéricos de Simulação da Qualidade da Água em Estuários – Uma Revisão Bibliográfica. Relatório Projecto Tejo N.º 11, Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, Portugal.
- Rodrigues, A. C. et al (1991) – Modelo Matemático de Simulação das Descarga Térmicas na Albufeira de Crestuma/Lever. Relatório elaborado para a Electricidade de Portugal, Uninova, Monte de Caparica, Portugal.
- Rodrigues, A. C. (1992) – Modelação Matemática da Qualidade da Água em Albufeiras. Dissertação de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal.
- Rodrigues, A. C. (1998) - A Concepção e a Reabilitação de Barragens tendo em vista a Qualidade da Água. Seminário sobre Barragens e Ambiente, Comissão Nacional Portuguesa das Grandes Barragens, Porto, Portugal.
- Rodrigues, A. C.; Diogo, P. A.; Coelho, P. S.; Mateus, N.; Almeida, M.; Silva, F. (2003) - Identificação de Zonas Sensíveis em Portugal Continental. Águas doces superficiais. Revisão, Instituto da Água, Lisboa, Portugal.
- Rodriguez-Ruiz, A.; Granado-Lorencio, C. (1992) – Spawing Period and Migration of Cyprinids in a Stream with Mediterranean Regime (SW Spain). Journal of Fish Biology, 41, pp. 545-556.
- Rounds, S. A.; Wood, T. M. (2001a) – Modeling Water Quality in the Tualatin River. US Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 01-4041, Prepared in

Cooperation with the Unified Sewerage Agency of Washington County, Portland, Oregon, USA.

Rounds, S. A. (2001b) – Modeling Water Quality in the Tualatin River: Achievements and Limitations. American Water Resources Association, Annual Spring Specialty Conference Proceedings, Water Quality Monitoring and Modeling, ed. Jonh J. Warwick, pp. 115-120, Middleburg, Virginia, USA.

Sabaton, C.; Lauters, F. (1995) - Impacts sur L'écosystème Aquatique de la Variation "Par Éclusées" des Ouvrages Hydroélectriques: Synthèse des Premiers Travaux et Programme de Recherche, EDF, France.

Saraiva, M.; Peixinho, F. (1993) – Seca 1992-1993, Situação das Águas Subterrâneas na Região Centro. MARN, DRARN Centro, DSRHM-SAS, Coimbra, Portugal.

Scharf, W. (1998) – Integrated Water Quality Management of the Große Dhünn Reservoir. Water Science and Technology, Volume 37, N.º 2, pp. 351-359.

Schlenkhoff, A. U. (1997) – Water Quality Management Tool for the Reservoir Wupper. Conference Proceedings, Reservoir Management and Water Supply - an Integrated System, IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Praga, República Checa.

Silva, M. C.; Quadrado, F. L.; Rodrigues, A. C. (1994) – Water Quality of a Reservoir in the Portuguese Tejo Basin. European Water Pollution Control, Volume 4, n.º 4.

Sikar, E.; Santos, M. A.; Matvienko, B.; Silva, M. B.; Rocha, C. H. E. D.; Santos, E.; Junior, A. P. B. (2005) - Greenhouse Gases and Initial Findings on the Carbon Circulation in Two Reservoirs and their Watersheds. Verh. Internat. Verein. Limnol., 29.

Simons, T. J. (1973) – Development of Three-Dimensional Numerical Models of the Great Lakes. Scientific Series n.º 12, Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada.

Simons, T. J., et al (1977) – Application of a Numerical Model to Lake Vanern. Swedish Meteorological and Oceanographic Institute, NrRH09, Sweden.

- Snodgrass, W. J.; O'Melia, C. R. (1975) – Predictive Model for Phosphorus in Lakes. Environmental Science and Technology, Vol. N.º 9, pp. 937-944, USA.
- Somlyódy, L. (1997) – Use of Optimization Models in River Basin Water Quality Planning. Water Science and Technology, IAWQ, Vol. 36, N.º 5, pp. 209-218.
- Streeter, H. B.; Phelps, E. B. (1925) – A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factors Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reareation. U.S.Public Health Service, Public Health Bulletin n.º 146, 75 pp, USA
- Sunderam, T. R. et al. (1969) – A Study of Some Problems on the Physical Aspects of Thermal Pollution. Rep. VT-2790-A-1, Cornell Aeronautical Lab., Buffalo, USA.
- Tavares, M. H. (1997) – A Poluição da Água – Avaliação da Situação e Intervenção Prevista nas Lagoas das Furnas e das Sete Cidades. Seminário As lagoas da região autónoma dos Açores: Desenvolvimento sustentável e controlo da eutrofização, Ponta Delgada, Portugal.
- Tennessee Valey Authority (1972) – Heat and Mass Transfer Between a Water Surface and the Atmosphere. Engineering Lab Report, N.º 14, April, USA.
- Texas Water Development Board (TWDB) (1970) – DOSAG-I, Simulation of Water Quality in Streams and Canals. Program Documentation and User's Manual, USA.
- Texas Water Development Board (TWDB) (1971) – Simulation of Water Quality in Streams and Canals. Report 128, PB 202-975.
- Thomann, R. V. (1963) – Mathematical Model for Dissolved Oxygen. Proceedings of American Society of Civil Engineers, Journal of Sanitary Engineering Division 89 (SA5): 1-30.
- Thomann, R. V. (1972) – Systems Analysis and Water Quality Management. Environmental Research and Applications, Inc., New York, USA.
- Thomann, R. V. et al. (1975) – Mathematical Modeling of Phytoplankton in Lake Ontario. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Report N.º 660/3-75-005, Corvallis, Oregon, USA.

- Thomann, R. V. (1986) – Systems Analysis in Water Quality Management – a 25 Years Retrospect. *Advances in Water Pollution Control*, ed. M. B. Beck, Pergamon Press.
- Thomann, R. V.; Mueller, J. A. (1987) - Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper & Row Publishers, New York, USA.
- Tourenq, J. N.; Dauba, F. (1978) - Transformation de la Faune des Poissons dans la Rivière Lot. *Annls. Limnol.*, pp 133-138, 14 (1-2).
- Trindade, I. (2006) – Modelação da Qualidade da Água em Albufeiras – Aplicação do Modelo CE-QUAL-W2 na Simulação do Enchimento da Albufeira de Alqueva. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Tucci, C. E. M. (1998) – Modelos de Qualidade da Água in: Modelos Hidrológicos. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 669 pp., Brasil.
- UNL (1996) – Controlo da Evolução do Estado de Qualidade da Lagoa das Furnas com o Arranque do Sistema de Arejamento. Relatório de Progresso, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Monte de Caparica, Portugal.
- Vermeyen, T. B. (1999) – Glen Canyon Dam Multi-Level Intake Structure Hydraulic Model Study. US Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Water Resources Services, Water Resources Research Laboratory, Report N.º R-99-02, Denver, Colorado, USA.
- Vieira, J. M. P.; Pinho, J. L. S.; Lima, M. M. C. L. (2006) – ODEANA – Um Ambiente Hidroinformático de Suporte à Decisão na Gestão da Água numa Bacia Hidrográfica, 8.º Congresso da Água, Figueira da Foz, Portugal.
- Vieira, J. M. P.; Pinho, J. L. S.; Ilhéu, A.; Murteira, M. (2008) – Metodologia para a Estruturação das Ferramentas de Análise para o SSD na Gestão da Qualidade da Água em Alqueva, 9.º Congresso da Água, Cascais, Portugal.

- Vollenweider, R. A. (1965) – Calculation Models of Photosynthesis-Depth Curves and Some Implications Regarding Day Rate Estimates in Primary Production. *Memorie dell Istituto Italiano di Idrobiologia*, 18 Suppl: 425-457.
- Vollenweider, R. A. (1969) – Möglichkeiten und Grenzen Elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Archiv für Hydrobiologie*, 66: 1-36.
- Vollenweider, R. A. (1975) – Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37:53-83, Suíça.
- Water Resources Engineers, Inc. (WRE) (1968) – Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs. Report to California Department of Fish and Game, USA.
- Water Resources Engineers, Inc. (WRE) (1969) – Mathematical Models for Prediction of Thermal Energy Changes in Impoundments. US Environmental Protection Agency Water Pollution Control Research Series 16130 EXT, Contract 14-22-422, US Government Printing Office, 157 pp., Washington, USA.
- Water Resources Engineers, Inc. (WRE) (1973) – Computer Program Documentation for the Stream Quality Model QUAL II, Report to US Environmental Protection Agency, USA.
- Yogo, N.; Inoue, S.; Haga, M.; Ioriya, T. (1997) - Effects of Selective Intake Management on the Environment of a Reservoir. Conference Proceedings, Reservoir Management and Water Supply - an Integrated System, IAWQ-IWSA Joint Specialist Conference, Praga, República Checa.
- Wetzel, R. G. (1993) – Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal.